

CIEA

Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
&

10ª REA

Reunião de Estudos Ambientais

ANAIS

Artigos Completos

- VOLUME 2 -

**Bacias Hidrográficas e
Gestão de Recursos Naturais**



Organizadores

Cristiano Poletto

Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

Guilherme Fernandes Marques

José Gilberto Dalfré Filho

**ANAIS do Congresso Internacional de
Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de
Estudos Ambientais
Artigos Completos**

- VOLUME 2 -

**Bacias Hidrográficas e
Gestão de Recursos Naturais**



Gráfica & Editora

Toledo – PR

2020

Copyright © 2020, by Editora GFM.

Direitos Reservados em 2020 por **Editora GFM.**

Editoração: Cristiano Poletto

Organização Geral da Obra: Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Guilherme Fernandes Marques; José Gilberto Dalfré Filho

Diagramação: Juliane Fagotti

Revisão Geral: Espaço Histórico e Ambiental

Capa: Eventos Consulting Design Informática

CIP-Brasil. Catalogação na Fonte

Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Guilherme Fernandes Marques; José Gilberto Dalfré Filho (Organizadores)

ANAIS do Congresso Internacional de Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de Estudos Ambientais – Artigos Completos – Volume 2 – Bacias Hidrográficas e Gestão de Recursos Naturais / Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Guilherme Fernandes Marques; José Gilberto Dalfré Filho (Organizadores) – Porto Alegre, RS: Editora GFM, 2020.

609p.: il.;

ISBN 978-65-87570-07-5

CDU 502.3/.7

É AUTORIZADA a livre reprodução, total ou parcial, por quaisquer meios, sem autorização por escrito da Editora ou dos Organizadores.

Comissão Organizadora

Dr. Cristiano Poletto – UFRGS (PRESIDENTE)
Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves – UFTM
Dr. Guilherme Fernandes Marques – UFRGS
Dr. José Gilberto Dalfré Filho – UNICAMP

Comissão Científica

AFONSO AUGUSTO MAGALHÃES DE ARAUJO – UFRJ
ÁLVARO JOSÉ BACK – EPAGRI
AMANDA GONCALVES KIELING – UNISINOS
ANDRÉ LUIS SOTERO SALUSTIANO MARTIM – UNICAMP
ANTONIO CARLOS ZUFFO – UNICAMP
CÍNTIA SOARES – UFSC
CLAUDIA TELLES BENATTI – UEM
CRISTHIANE MICHIKO PASSOS OKAWA – UEM
CRISTIANO POLETO – UFRGS
EDNA POSSAN – UNILA
EDSON CAMPANHOLA BORTOLUZZI – UPF
ELIZABETE YUKIKO NAKANISHI BAVASTRI – UFPR
EVERTON SKORONSKI – UDESC
FELIPPE FERNANDES – UFRGS
FERNANDO FAN – UFRGS
FERNANDO OLIVEIRA DE ANDRADE – UTFPR
FERNANDO PERIOTTO – UFSCar
GERALDO DE FREITAS MACIEL – UNESP
GERSON SALVIANO ALMEIDA FILHO – IPT
JACKELINE TATIANE GOTARDO – UNIOESTE
JAIR JUAREZ JOAO – UNISUL
JOEL DIAS DA SILVA – FURB
JOSÉ ANTONIO TOSTA – UFES
JOSÉ CARLOS DE ARAÚJO – UFC
JOSÉ GILBERTO DALFRÉ FILHO – UNICAMP
JULIO CESAR DE SOUZA INÁCIO GONÇALVES – UFTM
LARICE NOGUEIRA DE ANDRADE – UFES
LÚCIO FLÁVIO FERREIRA MOREIRA – UFRN
LUIS EDUARDO A. S. SUZUKI – UFPel
MARCELO DE OLIVEIRA LATUF – UNIFAL
MARCELO GIOVANELA – UCS
MARIA DE LOS ANGELES PEREZ LIZAMA – UNICESUMAR
MAURICIO VICENTE ALVES – UNOESC
MICHAEL MANNICH – UFPR
RENATO BILLIA DE MIRANDA – USP
SIMONE ANDREA FUREGATTI – UNESP
SIMONE RAMIRES – UFRGS
VIVIANE TREVISAN – UDESC

PROMOÇÃO



REALIZAÇÃO



ORGANIZAÇÃO



APOIO



PATROCÍNIO



CAPES



FAPERGS

*Fundação de Amparo à Pesquisa
do Estado do Rio Grande do Sul*



GOVERNO DO ESTADO
RIO GRANDE DO SUL



| SUMÁRIO |

Análise temporal do regime hidrológico do rio Paraíba do Sul em Cachoeira Paulista (SP)	10
Caracterização do uso da terra como subsídio ao gerenciamento de bacias hidrográficas: estudo de caso do córrego do Gramado e Ribeirão dos Ranchos	22
Elaboração de cenários de um trecho da rede de drenagem urbana na cidade de Maringá, Paraná: modelagem computacional associada a alternativas LID	38
Poluição hídrica em Rondônia: um estudo bibliométrico	56
Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica para pequenas centrais hidrelétricas: Uma síntese bibliográfica.	69
Análise de perdas em sistemas de abastecimento de água na bacia Apodi-Mossoró.....	88
Comparação de diferentes bases de dados de precipitação a partir de uma desagregação simples	105
Mapeamento de áreas suscetíveis à inundação na bacia do rio dos Sinos – RS, utilizando o modelo <i>hand</i>	123
Avaliação do fluxo de base e escoamento subsuperficial por meio do modelo MGB na bacia hidrográfica Rio Verde/Ugrhi-04	137
Implantação dos comitês de bacia hidrográfica e sua importância para a gestão dos recursos hídricos no Distrito Federal	154
Variação temporal e probabilidade de retorno de dados hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Pardo	177
Análise da evolução temporal do uso e ocupação do solo na bacia do rio Peruípe, Bahia	189
Avaliação da influência de bacias urbanizadas na simulação de evento de cheia em Lages-SC.....	203
Estudo das enchentes da sub-bacia rio Piracicaba – MG, bacia do Rio Doce.....	216
Calibração e validação do modelo hidrológico HEC-HMS para a bacia hidrográfica do sistema Ponte Velha/SC.....	226
Modelagem hidrológica de uma bacia da região do Alto São Francisco utilizando o SWAT.....	237
Outorga e alocação negociada de recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Formoso/TO, Jardim/DF e entre Ribeiros/MG.....	252
Avaliação de desempenho de reservatórios de médio porte localizados no Recôncavo Sul - Bahia em cenários de seca	276
Análise preliminar de métodos de estimativa da evapotranspiração para Santa Maria, RS.....	291
Análise de deterioração da ambiência com vistas ao plano de gerenciamento integrado da sub-bacia rio Marombas da bacia hidrográfica do rio Canoas	304
Análise do uso e ocupação em áreas protegidas na bacia do córrego lageado, Uberaba-MG.....	318
Coordination of sanitation investment decisions with broader water resources management.....	334
Análise morfométrica da bacia hidrográfica do rio Munim – MA	350
Caracterização da bacia hidrográfica do rio Tarumã, Rondônia, Amazônia Ocidental	362
Análise da fragilidade ambiental na sub-região hidrográfica do Itacaiúnas	376



Caracterização física e dinâmica de uso e ocupação na bacia hidrográfica do Igarapé Judia na Amazônia Sul Ocidental – Acre - Brasil.....	398
Mapeamento de áreas críticas, em decorrência de erosão laminar, nas bacias hidrográficas dos rios São Francisco falso e São Francisco verdadeiro, região Oeste do Estado do Paraná.	413
Planejamento e gestão ambiental em bacias hidrográficas: mapeamento e medidas de gestão para as microbacias urbanas de Marabá-PA.....	435
Tendências temporais em séries de chuva e vazão na bacia hidrográfica do rio Camaquã.....	451
Elaboração de projetos individuais de propriedades – PIPS no âmbito do projeto produtor de água na bacia do Ribeirão Pibiripau - DF como instrumento de gestão ambiental de imóveis rurais	466
Modelagem hidrológica pelo método scs em bacias hidrográficas para a determinação da vazão de pico e dimensionamento de estruturas hidráulicas.....	477
Gestão das águas transfronteiriças: o caso da bacia hidrográfica do Prata	489
Comparação de métodos de modelagem de áreas inundadas utilizando técnicas de escala local, regional e global para uma cheia no rio Uruguai.....	508
Comparação de abordagem unidimensional e bidimensional para a modelagem de vazões e níveis no rio Doce usando o modelo DELFT3D	522
Utilização de AHP na metodologia de fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco em Buritis/RO.....	534
Avaliação simplificada entre sistemas socioambientais em apoio à revitalização da bacia hidrográfica do rio Una, RJ.....	553
Dinâmica e metodologias de coleta dos sedimentos de superfícies impermeáveis.....	567
Análise do índice de vegetação por diferença normalizada da primeira parte impactada com o rompimento da barragem Fundão em Mariana-MG	582
Vai ter água? Caminhos para a adaptação dos sistemas hídricos ao futuro incerto.....	596



ANÁLISE TEMPORAL DO REGIME HIDRÓLOGO DO RIO PARAÍBA DO SUL EM CACHOEIRA PAULISTA (SP)

| ID 14182 |

¹Alice Nardoni Marteli, ²Monalisa Verginia Felicio Ferreira, ³Marcos Aureliano Silva Cerqueira,
⁴Márcio Batista de Oliveira, ⁵Marcos da Silva Cunha, ⁶Rafael Polizel Esteves, ⁷Renata Danielle Cardoso
Delazari, ⁸Paulo Cesar Rocha

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: alicenmart2@gmail.com; ²Universidade Estadual Paulista,
e-mail: monalisaagr5@hotmail.com; ³Universidade Estadual Paulista, e-mail: marcos.cerqueira@unesp.br;

⁴Universidade Estadual Paulista, e-mail: marciobatist@hotmail.com; ⁵Universidade Estadual Paulista, e-mail:
parquenacionaldasemas@gmail.com; ⁶Universidade Estadual Paulista, e-mail: rafaelpolizel@hotmail.com;

⁷Universidade Estadual Paulista, e-mail: eng.agronoma.renata@gmail.com; ⁸Universidade Estadual Paulista, e-
mail: paulo-cesar.rocha@unesp.br

| RESUMO |

O estudo do regime hidrológico permite conhecer o comportamento natural dos cursos d'água, fundamental para elaboração de projetos, estudos e planejamento voltados ao gerenciamento dos recursos hídricos. Foi escolhido o trecho do Rio Paraíba do Sul em Cachoeira Paulista (SP), em virtude da qualidade observada nos dados hidrológicos. A série histórica de precipitação e vazão, disponibilizados pelo Departamento de Águas e Energia do Estado de São Paulo (DAEE), consistem de 1956 até 2000. Nesse período observou-se que a precipitação média mensal foi de 111mm e a vazão média mensal de 186,97m³/s. Essa série foi subdividida em três períodos hidrológicos, sendo eles: 1956 a 1968, 1969-1982 e 1983 a 2000. Foram identificados comportamentos diferentes entre a precipitação e a vazão. A precipitação teve um decréscimo gradual ao longo dos três períodos hidrológicos. A vazão teve uma média de 189,27m³/s de 1956 a 1968. No período seguinte, reduziu para 163,48m³/s e de 1983 a 2000 subiu para 203,82m³/s. A localização das nascentes, cuja drenagem possui rios encravados entre as Serras do Mar e Mantiqueira pode ser um dos motivos da instabilidade hidrológica sobre a bacia em estudo. Este trabalho permitiu analisar o comportamento da precipitação e da vazão ao longo da série histórica de 45 anos, de modo a auxiliar e orientar a tomada de decisões para as políticas de gestão dos usos múltiplos dos recursos hídricos, principalmente devido à complexidade da gestão da bacia que envolve três Estados da Federação.

Palavras-chave: Recursos Hídricos; Gestão; Fluviometria.

| INTRODUÇÃO |

Os recursos hídricos são compreendidos como fontes de valor econômico essencial para a sobrevivência e desenvolvimento dos seres vivos. A preocupação com a preservação do ambiente hídrico devido às atividades antrópicas está evoluindo progressivamente. Devido a esse fato, é



importante que haja um gerenciamento adequado dos potenciais hídricos disponíveis no mundo. Para isso, o conhecimento da hidrologia e do regime fluvial é fundamental (COELHO, 2012).

A hidrologia é a ciência que trata da água na Terra, sua ocorrência, circulação e distribuição, suas propriedades físicas e químicas e sua reação com o meio ambiente (TUCCI, 2009). O regime fluvial, por sua vez, compreende a variação do volume de água dos rios durante o ano e permite classificar os cursos d'água quanto a sua regularidade. Ambas as ciências permitem compreender os recursos hídricos, quantificar e monitorar sua qualidade frente às necessidades humanas.

Diante do aumento significativo da utilização da água para diversos fins, metodologias são adaptadas para entender o comportamento natural dos cursos d'água (PEREIRA, 2013). Segundo Ottoni (2010), o conhecimento da disponibilidade de água de um corpo hídrico é o principal instrumento de gestão desse recurso natural, com base no qual pode ser concedido de forma adequada e sustentável o direito de uso deste bem. Deste modo estudos de regionalização de vazões auxiliam a estimativa de vazões disponíveis para projetos de irrigação, de pequenas centrais hidrelétricas, além de subsidiar a outorga do uso da água e o planejamento e gerenciamento das bacias hidrográficas.

Este trabalho teve como objetivo principal analisar o regime hidrológico do trecho do Rio Paraíba do Sul situado em Cachoeira Paulista, através de análise estatística da série histórica de 1956 a 2000. A avaliação do regime hidrológico confrontado com as estruturas (barragens), usos conflitantes e mecanismos de transposição existentes na Bacia Hidrográfica a jusante da área de estudo, tornam a gestão da Bacia Hidrográfica desafiadora e complexa.

| CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO |

A Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul possui uma área de aproximada de 60.000Km² de extensão, abrangendo os estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais (CEIVAP, 2006). O Rio Paraíba do Sul possui uma extensão aproximada de 1.130km, sendo o principal desta Bacia Hidrográfica. Surge da confluência dos Rios Paraibuna e Paraitinga, e sua nascente localiza-se no estado de São Paulo, na chamada Serra da Bocaina, desaguando no Oceano Atlântico, no estado do Rio de Janeiro (CEIVAP, 2006).

Por estar localizada entre os maiores polos industriais e populacionais do país, é caracterizado por acentuados conflitos de usos múltiplos que envolvem o gerenciamento de seus recursos hídricos, principalmente desvio das águas para a Bacia Hidrográfica do Rio Guandu. Este desvio tem a finalidade de geração de energia e abastecimento de cerca de 9 milhões de pessoas na Região



Metropolitana do Rio de Janeiro, formando o chamado Sistema Hidráulico do Rio Paraíba do Sul (ANA, 2015).

No entanto, ao longo de seu percurso, o Rio Paraíba do Sul, apresenta trechos com características físicas distintas. Segundo a Empresa de Pesquisa Energética - EPE (2007) a região paulista do Médio Paraíba do Sul oferece o maior potencial de disponibilidade de água. Devido à extensão do Rio Paraíba do Sul e aos usos múltiplos de diversas atividades, sua classificação divide-se em três trechos e em cada um destes observa-se uma Classe (ou enquadramento) diferente (Tabela 1).

Tabela 1: Enquadramento dos Corpos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Portaria nº 86 – Ministério do Interior – 04/06/81. Fonte: CEIVAP (2015)

Curso de água	Trecho	Classificação
Paraíba do Sul	Cabeceiras – Barragem de Santa Branca (SP)	Classe 1
Paraíba do Sul	Barragem de Santa Branca – Campos dos Goytacazes (RJ)	Classe 2
Paraíba do Sul	Campos dos Goytacazes – Foz	Classe 3

Entre os afluentes mais importantes do Rio Paraíba do Sul, destacam-se os rios Jaguari, Paraibuna, Pirapetinga, Pomba e Muriaé, pela margem esquerda, e os rios Bananal, Piraí, Piabanha e Dois Rios, pela margem direita. Os principais reservatórios são Paraibuna, Santa Branca, Jaguari e Funil (MARENGO; ALVES, 2005; ANA, 2020).

O município de Cachoeira Paulista está localizado no Vale do Paraíba (Figura 1), na Serra da Mantiqueira. Possui uma área total de 11.411 Km², a uma altitude de 521 metros (IBGE, 2010), com uma população de 32.773 habitantes (IBGE, 2017).

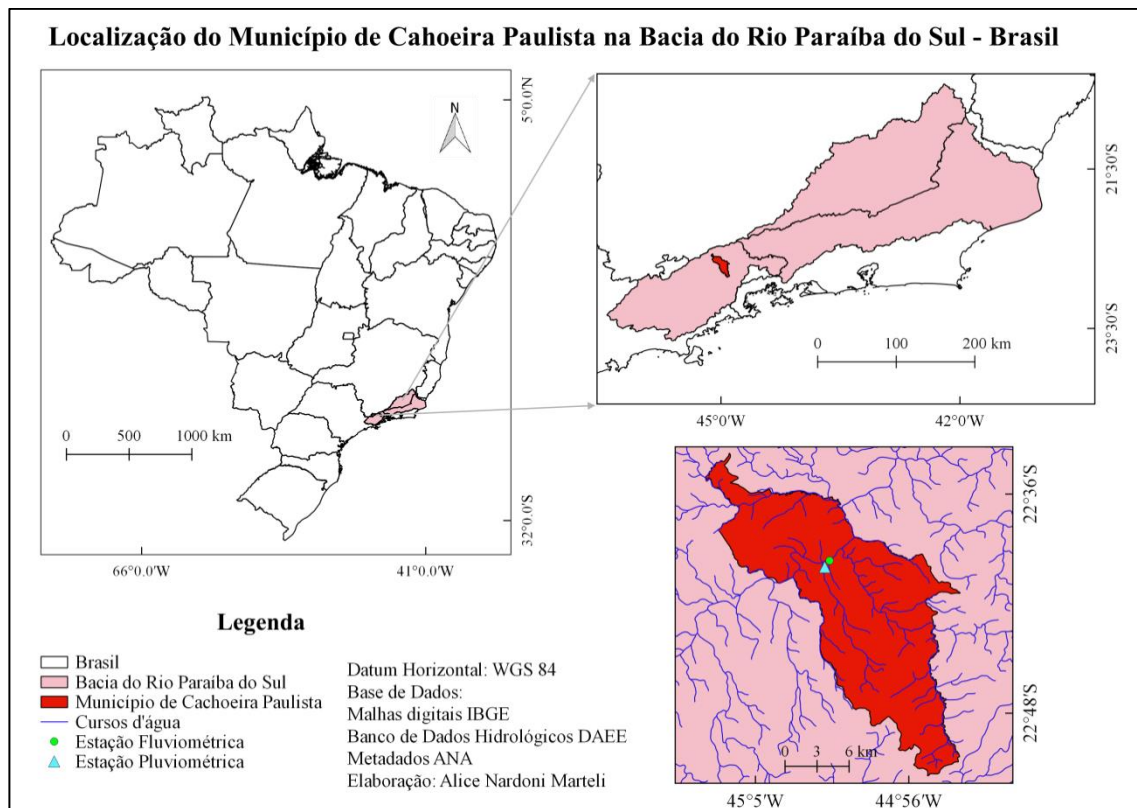


Figura 1: Mapa da localização da área de estudo. Fonte: dados da pesquisa

De acordo com o Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (2014), a área de estudo possui morros altos e alongados com predominância de Latossolos (OLIVEIRA et al., 1999). O município possui área de drenagem de 11.491Km² com precipitação média anual de 1.448mm e o Rio Paraíba do Sul possui uma vazão específica média de 17,10 L/s/Km² (COHIDRO, 2013). Conforme a classificação de Köppen, o clima é do tipo temperado úmido, com inverno seco caracterizado por temperaturas inferiores a 18°C, e verão quente com temperaturas superiores a 22°C (SANTOS et al., 2012). Além disso, segundo o Plano de ações complementares da Agência Nacional de Águas (ANA, 2015) para a Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, os reservatórios de regularização no trecho analisado, Paraibuna/Paraitinga e Santa Branca trabalham em conjunto com os reservatórios a Jusante para garantir a afluência adequada. Por isso, a gestão das águas da Bacia deve ser analisada como um todo.

Obtenção dos dados

As séries de dados pluviométricos e fluviométricos utilizados para realização desse trabalho foram obtidas através da consulta ao banco de dados do Departamento de Água e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE) disponível no site <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>. As



informações sobre o ponto de medição onde foram coletados os dados localiza-se na sub-bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, no município de Cachoeira Paulista (Tabela 2), com leituras realizadas do ano de 1956 a 1999 para dados de precipitação e de 1956 até o ano 2000 para dados de vazão.

Tabela 2: Dados coletados do DAEE. Fonte: dados da pesquisa

	Prefixo	Latitude	Longitude	Área (Km ²)	Altitude (m)
Pluviometria	D2-013	22° 40' 00"	45° 01' 00"	-	520
Fluviometria	2D-013	22° 39' 39"	45° 00' 44"	11411	-

Inicialmente foram obtidos os períodos hidrológicos distintos. Em seguida foram calculados os valores dos indicadores. Para a obtenção dos parâmetros desejados foram realizadas a análise estatística dos dados, através da utilização de planilha em Excel. Os atributos calculados foram a média aritmética (μ), o desvio padrão (σ) e o coeficiente de variação (σ/μ) e um diagrama de dispersão com um modelo linear das variáveis precipitação e vazão.

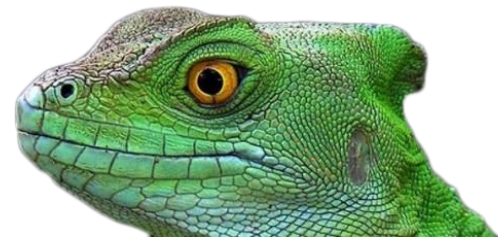
A partir dos dados diários analisados, definiram-se as médias mensais para cada ano e foi calculada a média anual e o desvio padrão da série. Em seguida, foram identificados os períodos que se comportaram muito abaixo da média ou muito acima da média. Para esses períodos foram calculadas novas médias, obtendo assim três períodos hidrológicos.

Foram analisados a capacidade de armazenagem dos reservatórios de Paraibuna 4.731,7hm³ e Santa Branca 439,0hm³ como forma de regularizar a vazão no trecho de estudo.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A precipitação mensal acumulada no período de 1956 a 1999 demonstraram claramente duas estações: a seca que compreende os meses de abril a setembro com precipitação média próximas a 50mm ou inferior a isso e a estação chuvosa que vai de outubro a março com precipitação média próximas ou maiores a 150mm, como encontradas por Marengo e Alves (2005).

A série histórica foi subdividida em e três períodos: de 1956 a 1968 (13 anos), de 1969 a 1982 (14 anos) e 1983 a 2000 (18 anos), sendo até 1999 para a precipitação. A maior precipitação registrada foi no ano de 1967, com um total acumulado de 1732mm. A mínima registrada foi em 1995, com um acumulado de 812,5mm. A média da série histórica foi 1324,05mm



O primeiro período registrou uma média superior a média da série histórica, com 1431,55mm. O segundo período reduziu para 1336,6mm e o último período de análise, reduziu para 1231,51mm. O comportamento desses subperíodos ao longo dos anos e suas respectivas estatísticas são apresentados na Figura 2.

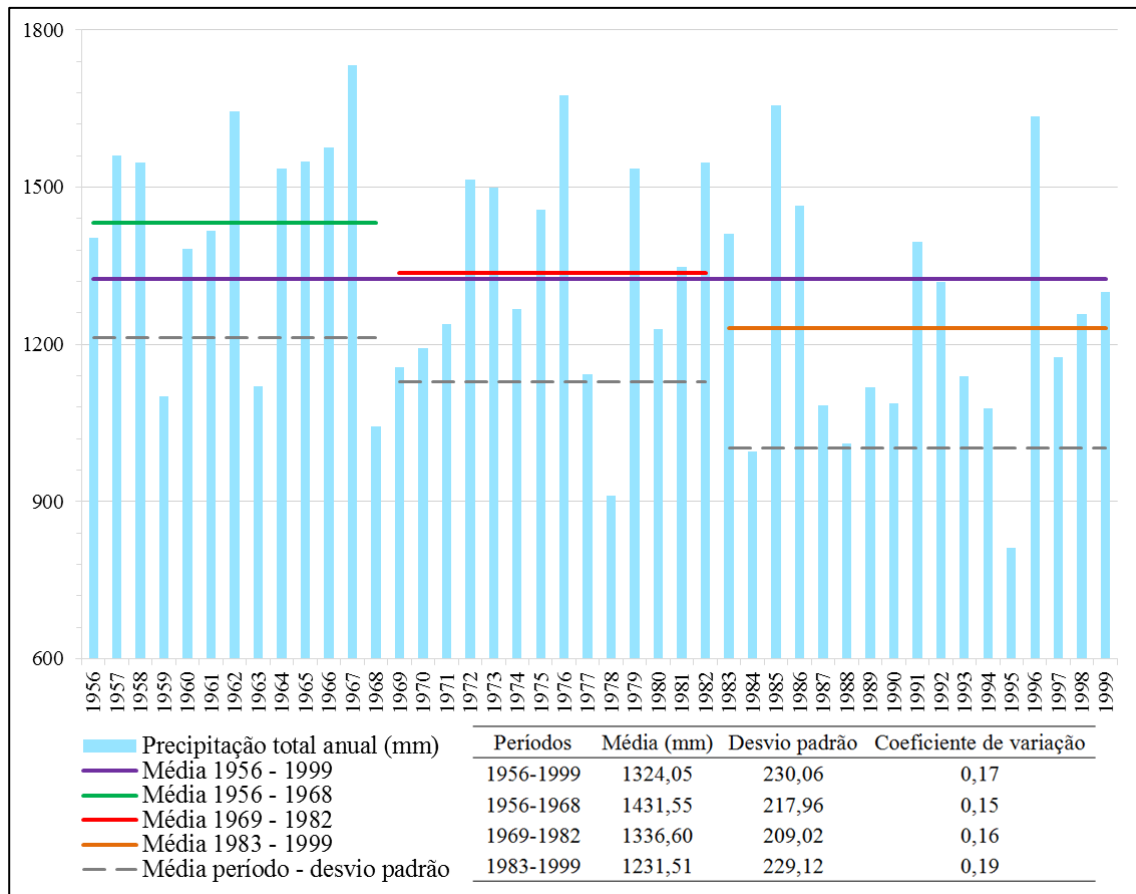


Figura 2: Precipitação anual na estação em Cachoeira Paulista. Fonte: dados da pesquisa

Para a vazão, o comportamento por período se manifestou de forma diferente. A vazão máxima foi em 1983, com uma média mensal de $310\text{m}^3/\text{s}$ e a mínima se deu em 1964 com $132,16\text{m}^3/\text{s}$. A precipitação de 1967 refletiu no segundo maior pico de vazão, ocorrido no mesmo ano com $297\text{m}^3/\text{s}$. Na Figura 3 são apresentadas as médias anuais dos subperíodos e suas respectivas estatísticas.

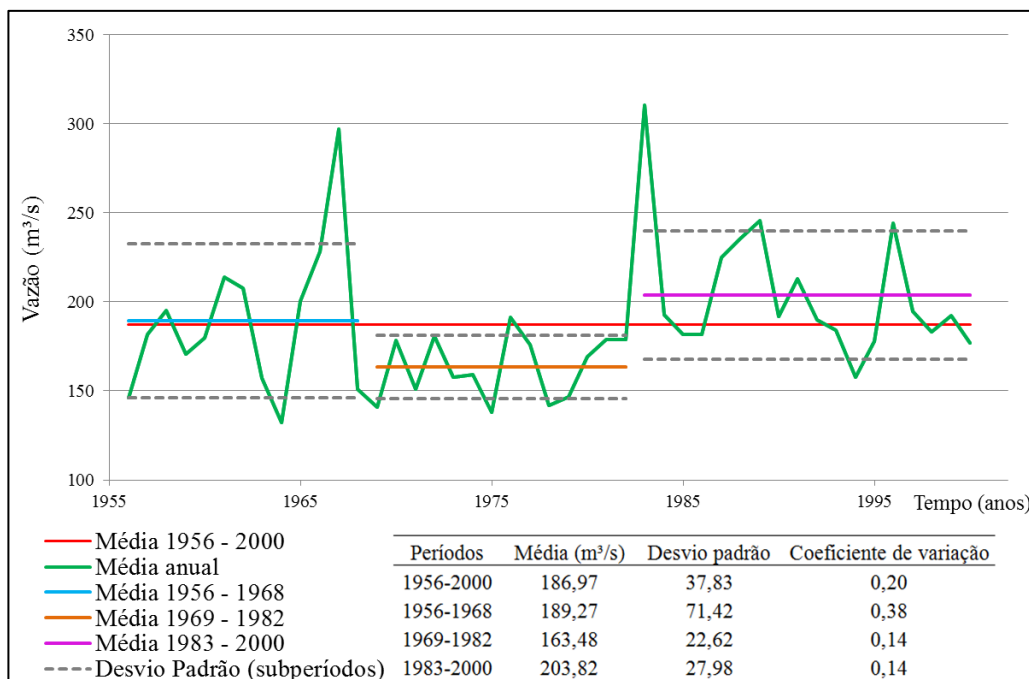


Figura 3: Vazão média anual na estação em Cachoeira Paulista. Fonte: dados da pesquisa

Como observado, o primeiro período registrou uma média próxima a média da série histórica, com $189,27\text{m}^3/\text{s}$. O segundo período reduziu para $163,48\text{m}^3/\text{s}$ e o último período de análise, aumentou para $203,82\text{m}^3/\text{s}$, superando a vazão histórica do período.

Tanto para a precipitação como para a vazão, o período de 1969 a 1982 apresentou o menor desvio padrão, o que significa que, mais homogêneos são os dados, e, portanto, menor é a dispersão em torno da média. O contrário foi observado para a vazão no período de 1956 a 1968. Esse comportamento é ilustrado na Figura 4 ao longo dos meses por período.

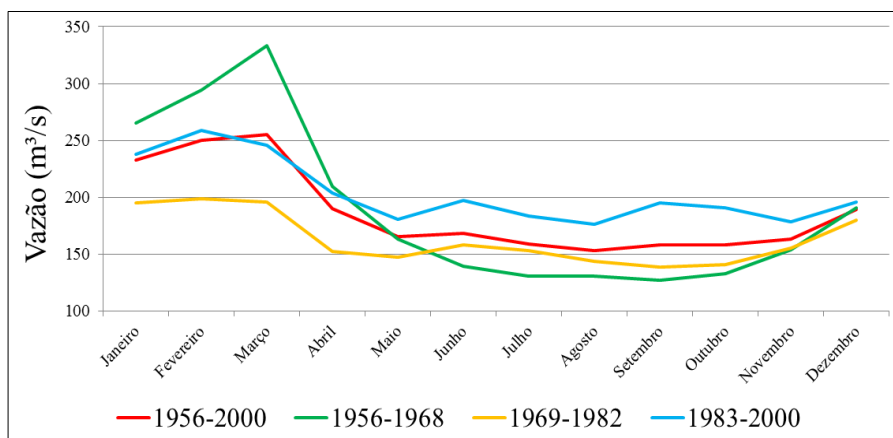
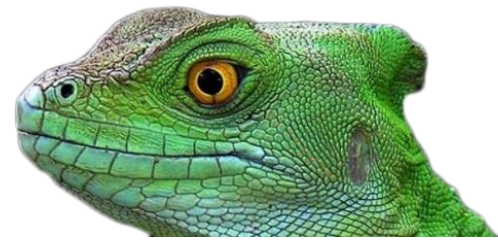


Figura 4: Vazão média mensal por período hidrológico. Fonte: dados da pesquisa



Analisando as vazões médias mensais por período hidrológico, houve uma ligeira diminuição da variabilidade média mensal, mas que segue o padrão do regime das chuvas, com maiores volumes de outubro a março. O período de 1969-1982 apresentou valores menores que a média do período 1956-2000 ao longo dos meses e o período de 1983-2000 mostraram vazões maiores que a média da série histórica.

De maneira geral, correlação chuva-vazão apresentada na Figura 5 para o período de 1956 a 1999 foi positiva, demonstrando que à medida que o acumulado total médio mensal de precipitação aumenta o volume nas vazões também se torna maior. Porém a baixa correlação, dada pelo índice de determinação ($R^2 = 0,053$), entre precipitação e vazão é comum em regiões tropicais, pois existe um conjunto de variáveis com comportamentos e intensidades diferentes que atuam no tempo e no espaço ao longo da bacia.

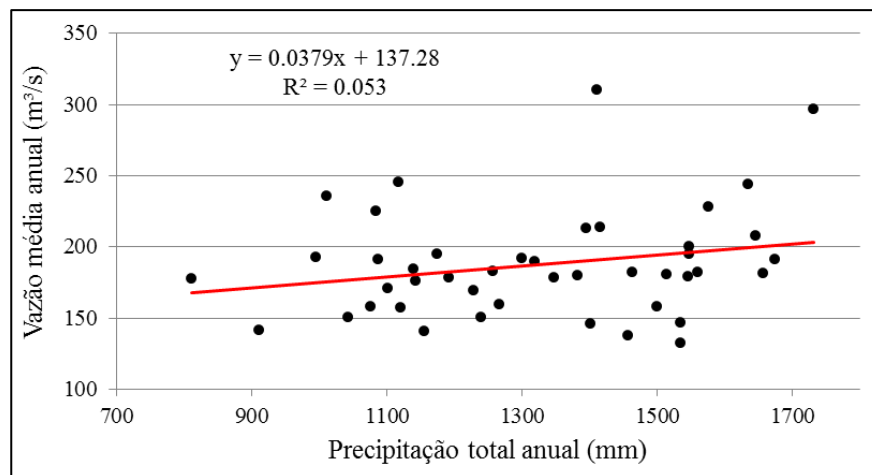


Figura 5: Correlação Chuva - Vazão (1956-1999). Fonte: dados da pesquisa

Marengo e Alves (2005) observaram que as vazões do Rio Paraíba do Sul mostraram uma tendência negativa durante os últimos 50 anos que não parecia estar associada às variações de chuva na bacia, sugerindo efeitos na operação do sistema ou no armazenamento interanual da Bacia.

Considerando que as variáveis, naturais (tipos diferentes de litologia, relevo, solos) e antrópicas (diferentes usos da terra), causam um atraso (*delay*) no tempo entre a entrada de água (precipitação) e a saída (vazão), é possível observar esse comportamento na Figura 6.

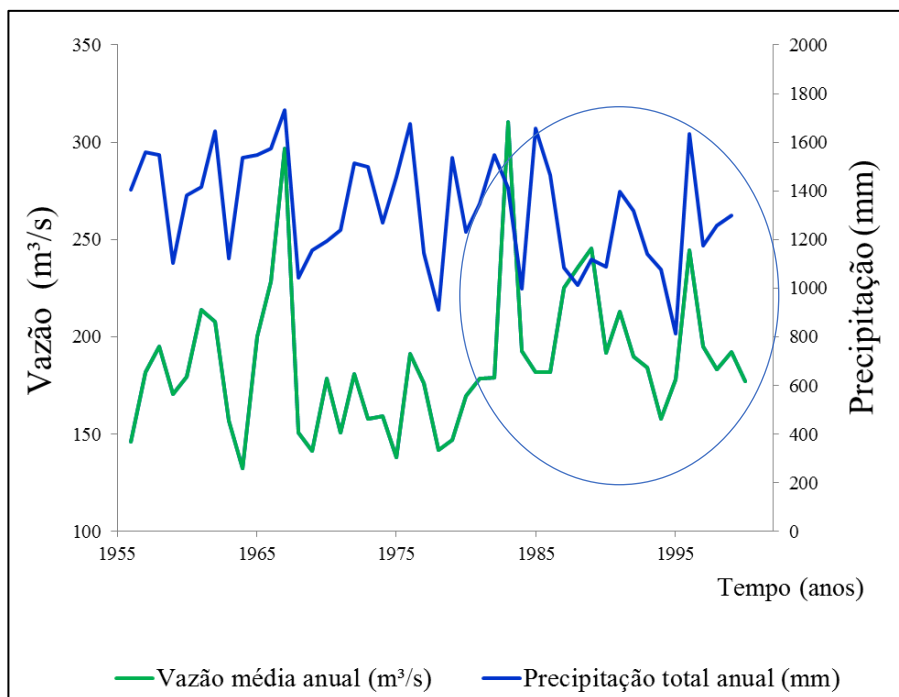


Figura 6: Análise comparativa de precipitação e vazão. Fonte: dados da pesquisa

Uma vez que os reservatórios situados próximos a Cachoeira Paulista entraram em operação em 1959 (Santa Branca) e 1978 (Paraibuna) o comportamento de vazões sofreram influência dos reservatórios construídos.

Desta forma, as tendências negativas nas vazões sugerem um possível impacto da influência humana (na forma de gerenciamento dos recursos hídricos, geração de energia, esgotos lançados no rio, irrigação e crescimento populacional) e não a uma mudança no regime de chuva na bacia.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Os pontos de monitoramento do Rio Paraíba do Sul em Cachoeira Paulista (Tabela 2), apresentaram uma série temporal consistente de dados hidrológicos, pois são resultados de mais de trinta anos de dados. No entanto, por possuir apenas esses dois pontos – um pluviométrico e um fluviométrico, a representatividade da análise não é suficiente para descrever o comportamento hidrológico de toda a Bacia do Rio Paraíba do Sul. No entanto, no Brasil há poucos cursos hídricos com pontos como essa série histórica.

Em relação aos dados observados, o ano de 1967 coincidiu com o período do El Niño, que é um fenômeno resultante do aquecimento anormal das águas do Pacífico na costa litorânea do Peru, onde



geralmente as águas são frias. No Brasil, esse fenômeno também contribui para o aumento de chuvas nas regiões Sul e em partes do Sudeste e do Centro-Oeste. Nesse ano, foi registrado a maior precipitação acumulada com 1732mm. Já em 1995, coincidiu com a ocorrência de La Niña, que é um fenômeno exatamente inverso, registrando a mínima precipitação do período, com um total anual de 812,5mm.

Na gestão da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul é preciso considerar a análise das variações anuais de vazão (Figura 3), devendo ser previsto nas Outorgas mecanismos de racionamento quando se detectar precipitações semelhantes a que ocorreu no ano de 1995. Este seria um mecanismo que facilitaria a operação da Bacia Hidrográfica e evitaria adoção de medidas tardias de racionamento. Os reservatórios de montante, principalmente de Paraibuna, com volume expressivo, devem ter como prioridade a regulação da vazão do rio para usos essenciais, apesar de estarem ligados a empreendimentos de geração de energia elétrica.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

As variações dos dados hidrológicos nos períodos analisados no trecho 1 da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul associada às estruturas implantadas (barragens e transposições) existentes demonstram a importância estratégica da Bacia, sendo sua Gestão complexa, devendo o sistema ser operado de forma a evitar um colapso em serviços essenciais e manter as Outorgas já autorizadas, mas considerando as características históricas de precipitação na Bacia Hidrográfica.

| AGRADECIMENTOS |

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior (CAPES) - Brasil (Código de Financiamento 001) e ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) - Projeto CAPES/ANA AUXPE nº. 2717/2015, pelo apoio técnico e científico a esta pesquisa.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

Agência Nacional de Águas – ANA. Estudos Auxiliares para a Gestão do Risco de Inundações – Bacia do Rio Paraíba do Sul. 2020. Disponível em: <<http://gripbsul.ana.gov.br/Hidrografia.html>>. Acesso em: 12 maio de 2020.

CEIVAP – COMITE DE INTEGRAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA DO SUL. Enquadramento do curso hídrico do Rio Paraíba do Sul. 2015. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/Tabela%20enquadramento%20Uniao.pdf>>. Acesso em: 16 novembro de 2018.

COELHO, B. Z. Avaliação de técnicas e métodos de hidrometria na Estação Fluviométrica São Ludgero, SC. 2012. Disponível em: <<http://repositorio.unesc.net/bitstream/1/1348/1/Bruno%20Zanoni%20Coelho.pdf>>. Acesso em: 27 nov 2018.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Avaliação ambiental integrada (AAI) dos aproveitamentos hidrelétricos da bacia do Rio Paraíba do Sul(2007). Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/avaliacao-ambiental-integrada-aaai>>. Acesso em: 16 novembro de 2018.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas. Estimativa Populacional, 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/cachoeira-paulista/pesquisa/33/29171?tipo=ranking&ano=2017>>. Acesso em: 20 novembro de 2018.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas. Panorama, 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/cachoeira-paulista/panorama>>. Acesso em: 20 novembro de 2018.

MARENCO, J. A.; ALVES, L. M. Tendências Hidrológicas da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Revista Brasileira de Meteorologia, v.20, n.2, 215-226, 2005. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/281421718_Tendencias_hidrologicas_da_bacia_do_rio_Paraiiba_do_Sul>. Acesso em: 05 maio de 2020.

OLIVEIRA, J. B. et al. Mapa pedológico do estado de São Paulo: legenda expandida. Campinas: Embrapa, 1999. Escala 1:500.000. Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br/solosp/pdf/mapa_pedologico_Solos_Estado_de_Sao_Paulo.pdf>. Acesso em: 15 novembro de 2018.

OTTONI, M. V. Projeto disponibilidade hídrica do Brasil. Rio de Janeiro - RJ. 2010. Disponível em: <http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/bitstream/doc/10988/1/Relatorio%20Final_ProjRegionalizacaoQ95_2009_2010_verfinal.pdf>. Acesso em: 27 nov 2018.

PEREIRA, L. A. Caracterização de vazões em estações fluviométricas no Rio Negro. Juiz De Fora: Faculdade de Engenharia da UFJF. 2013. Disponível em: <<http://www.ufjf.br/engenhariacivil/files/2012/10/TCC-FINAL.docx>>. Acesso em: 27 nov 2018.

Plano de ações complementares para a Gestão Hídrica da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Versão 2.0 ANA, 2015. Disponível em: <<http://agevap.org.br/gtaoh/pac-ana-jun15.pdf>>. Acesso em 17 novembro de 2018.

Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul. Diagnóstico dos Recursos Hídricos - Relatório Parcial, 2006. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-006-R0.pdf>>. Acesso em: 15 novembro de 2018.

Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Diagnóstico Integrado e Contextualizado dos Recursos Hídricos, 2013. Disponível em:



<<http://www.ceivap.org.br/arqforum/Cohidro/Ativ-601604-rev1-dez13.pdf>>. Acesso em: 18 novembro de 2018.

Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Relatório de Diagnóstico, 2014. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/conteudo/rp6-tomo2.pdf>>. Acesso em: 18 novembro de 2018.

SANTOS, R. A., GARCIA, M. J., OLIVEIRA, P. E., GIANNINI, P. C.F., FERNANDES, R. S., BISTRICHI C. A. Palinomorfos das Turfas de Eugênio de Melo, Médio Vale do Rio Paraíba do Sul, São Paulo, Brasil. Iheringia Serie Botanica, Porto Alegre, v. 67, p. 9-24, 2012. Disponível em: <http://www.producao.usp.br/bitstream/handle/BDPI/36244/wos2012-4594_pt.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em 17 novembro de 2018.

TUCCI, C. E. M. (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH. 2009. 658p.



CARACTERIZAÇÃO DO USO DA TERRA COMO SUBSÍDIO AO GERENCIAMENTO DE BACIAS HIDROGRÁFICAS: ESTUDO DE CASO DO CÓRREGO DO GRAMADO E RIBEIRÃO DOS RANCHOS

| ID 14793 |

1 Gedielson Alves da Silva Lima, 2 Natalia Paulucci Ribeiro, 3 Rosane Freire Boina

1 Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, e-mail: eng.gedielsonlima@gmail.com; 2 Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Faculdade de Ciências e Tecnologia, e-mail: npaulucci@gmail.com; 3 Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Faculdade de Ciências e Tecnologia, e-mail: rofreire@gmail.com

| RESUMO |

A ampliação dos setores da economia juntamente com a expansão urbana ao entorno dos corpos hídricos estão intimamente ligadas à qualidade das águas superficiais. Diante o exposto, este trabalho teve como objetivo inicial caracterizar duas bacias hidrográficas de pequeno porte quanto aos aspectos morfológicos (geologia, geomorfologia, solos e vegetação), climatológico e, especialmente, quanto ao aspecto de uso e ocupação da terra. A primeira é a bacia hidrográfica do Córrego do Gramado, situada em Presidente Prudente – SP que, entre várias formas de ocupação, abriga um distrito industrial e o aterro controlado do município. A segunda, é a bacia hidrográfica do Ribeirão dos Ranchos, situada em Adamantina – SP, que recebe os efluentes de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) e de indústrias. Na presente proposta, foram empregadas técnicas de classificação de imagens do satélite (Landsat8), disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), para elaboração de mapas temáticos quanto às formas de uso e ocupação para as duas bacias estudadas. Para isso, foi utilizado o software ArcGIS 10.6.1. A caracterização morfológica e climática foi realizada por meio de levantamento bibliográfico, confirmação por visitas em campo e consultas a dados meteorológicos. Observou-se que o uso predominante em ambas as bacias hidrográficas são as pastagens, confirmadas em campo, destinadas a criação de animais, sobretudo, bovinos. Destaca-se a defasagem na preservação da vegetação nativa. Ainda, no entorno do Córrego do Gramado existe ocupação urbana na ordem de 23,23%, decorrente da instalação do Distrito Industrial, sendo amplificado com abertura de novos bairros residenciais. Já no Ribeirão dos Ranchos há de solo exposto (42,20%) explicado pela preparação do solo destinado ao plantio de culturas. Durante as visitas em campo foram encontrados poucas propriedades com práticas de manejo com o objetivo de proteger o solo e a água, favorecendo a existência de possíveis focos de poluição nas duas bacias hidrográficas estudadas.

Palavras-chave: Bacia Hidrográfica; Uso e ocupação do solo; Qualidade de Água.



| INTRODUÇÃO |

As bacias hidrográficas são unidades de gerenciamento dos recursos naturais. Essas áreas, naturalmente delimitadas, possibilitam o acompanhamento detalhado das ações naturais e aquelas praticadas pelo ser humano. Nesse aspecto, o homem atua como meio simplificador da gestão e, analisa a consequente reação do meio ambiente, propondo soluções (DEGIFE *et al.*, 2019).

O uso e ocupação da terra, ou seja, a forma como o espaço está sendo ocupado pelo homem, tem sido responsável por alterar a qualidade e a disponibilidade das águas nas bacias hidrográficas (LEITE *et al.*, 2012). O desrespeito a capacidade de suporte do meio ambiente é considerado um fator determinante. Contudo, a urbanização e outras atividades humanas (supressão da vegetação e a agricultura) têm contribuído igualmente para a deterioração dos recursos hídricos (COELHO *et al.*, 2014).

Huang *et al.* (2020) afirmam que dentre os proventos da urbanização e de outras ações antrópicas estão a ampliação exponencial das áreas impermeáveis e a remoção da vegetação natural. Entre as consequências, Krüger (2016) e Degife *et al.*, (2019) citam formação de ilhas de calor, o aumento do escoamento superficial e o decréscimo da recarga dos aquíferos. Segundo Huang *et al.*, (2020), no estudo da paisagem nas 42 principais cidades da China, as alterações físicas efetuadas nas paisagens provocaram mudanças prejudiciais ao processo hidrológico, ao ciclo do carbono, ao balanço energético, a redução da biodiversidade e, por fim, a poluição do ar e da água.

A supressão da cobertura vegetal, particularmente nas áreas de preservação permanente (APP), corrobora fortemente para a deterioração da qualidade dos corpos hídricos. Mello *et al.*, (2018) e Rodrigues *et al.*, (2018) estudaram a influência da alteração da cobertura vegetal e dos lançamentos pontuais e difusos em corpos d'água, comprovando a interferência sobre os parâmetros de qualidade da água. Portanto, os autores concordam que as modificações das bacias hidrográficas devem ser pautadas em estudos para a proteção e gestão dos recursos naturais.

Outro fator importante quando se coloca em avaliação a qualidade das águas de uma bacia hidrográfica é a interferência da sazonalidade em regiões tropicais. Nesses locais, há duas estações fortemente predominantes (seca e chuvosa) que interferem no acúmulo de materiais ou poluentes nas diferentes superfícies, volume de chuva, regime de vazão e efeito de lavagem superficial transportando as mais diferentes substâncias aos corpos receptores. (RODRIGUES *et al.*, 2018).

Outro problema que intensifica os distúrbios ambientais nas bacias hidrográficas é a redução de investimentos que são realizados para implantação do saneamento básico. Segundo ONU (2017), 2,1 bilhões de pessoas não possuem acesso à água potável e 4,5 bilhões não dispõem de sistema de saneamento seguro e eficaz. A situação do saneamento no Brasil passa por cenário delicado quanto



a gestão dos esgotos sanitários. Os últimos resultados divulgados (TRATABRASIL, 2019) demonstram que apenas 46% do esgoto coletado recebe o tratamento adequado e ainda 100 milhões de brasileiros não possuem sequer a coleta. Estes dados destacam a existência de lançamento de esgoto *in natura* nos corpos hídricos, contrariando a regulamentação pertinente (BRASIL, 2011).

Diante de todas as problemáticas instaladas em uma bacia hidrográfica, estudos direcionados ao entendimento da dinâmica natural e antrópica sobre os recursos naturais são incentivados de modo a orientar melhores decisões quanto ao uso, conservação ou preservação dos recursos naturais. O estudo dos efeitos da apropriação antrópica do meio, delimitado pela bacia hidrográfica, se inicia com a caracterização, incluindo a descrição do extrato geológico e geomorfológico, informações sobre o solo, os parâmetros que definem a sazonalidade, vegetação e a evolução do uso e ocupação da terra. (TARAWALLY *et al.*, (2019), X. HUANG *et al.*, 2020).

Demisse *et al.*, (2019) destacam que para a tomada de decisão do gestor quanto às práticas que visem a melhoria da qualidade das águas deve ser efetuado o acompanhamento do uso e ocupação da terra elaborado com um conjunto de dados, imagens de sensoriamento remoto capturadas com o uso de satélites, realização de classificação das imagens e, por fim, visitas ao local estudado para confirmação dos dados. O sucesso da caracterização da bacia hidrográfica por meio da análise de imagens de satélite pode variar de acordo com os níveis de resolução disponíveis, o conhecimento das escalas, luminosidade e por meio do software utilizado para o tratamento dos dados, que pode limitar a quantidade e qualidade da divisão por classes de uso da terra (MELLO *et al.*, 2018, TONG *et al.*, 2020).

Neste contexto, este estudo possui como objetivo caracterizar as bacias hidrográficas de pequeno porte do Ribeirão dos Ranchos e do Córrego Gramado, localizadas nos municípios de Adamantina-SP e Presidente Prudente-SP, respectivamente. A obtenção das descrições detalhadas das bacias hidrográficas de pequeno porte e do espaço geográfico em que se situam serão subsídios para compreender as peculiaridades de seu comportamento frente às alterações no uso e ocupação comparando com bacias maiores, visando implementar ações que busquem a melhoria do estado de qualidade e impedir que determinadas atividades comprometam negativamente a qualidade das bacias hidrográficas.

| MATERIAL E MÉTODOS |

As bacias hidrográficas do Ribeirão dos Ranchos e Córrego do Gramado estão localizadas na região oeste do Estado de São Paulo, nos municípios de Adamantina e Presidente Prudente,



respectivamente, conforme mostram as Figuras 1 e 2. As áreas de estudo pertencem à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - 21 (UGRHI-21) – Aguapeí/Peixe.

A demarcação destas bacias hidrográficas foi realizada com o uso de arquivos *Shapefiles* (.shp), disponibilizados pelo portal da Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, em que continham as divisões dos municípios e curvas de nível. A demarcação dos corpos hídricos foi efetuada com a análise de Modelos de Elevação Digital (MDE) viabilizados pelo Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil, administrado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

Os processos de demarcação foram efetuados com a extensão ArcHydro, que é um componente do software ArcGis 10.6.1. O uso desta ferramenta implica no pré-tratamento dos MDE, para que os processos possam gerar resultados aceitáveis, portanto, nesta etapa, foi realizado o preenchimento de falhas dentro do próprio software.

Após esta fase, por meio das inserções realizadas, o software determinou a direção do escoamento e os pontos de acumulação que representam a rede de drenagem. Por fim, foi definido o exutório da bacia e com a análise das curvas de nível, a bacia hidrográfica foi delimitada, possibilitando a edição dos mapas.

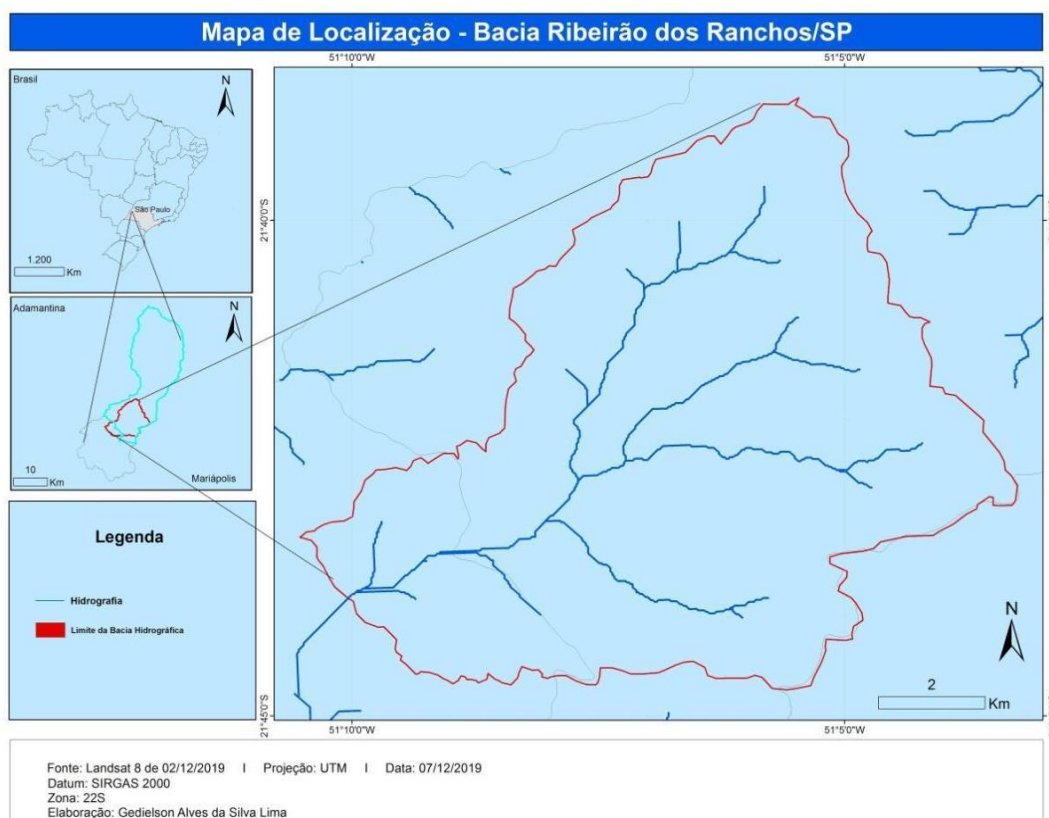


Figura 1: Localização da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Ranchos – Adamantina/SP

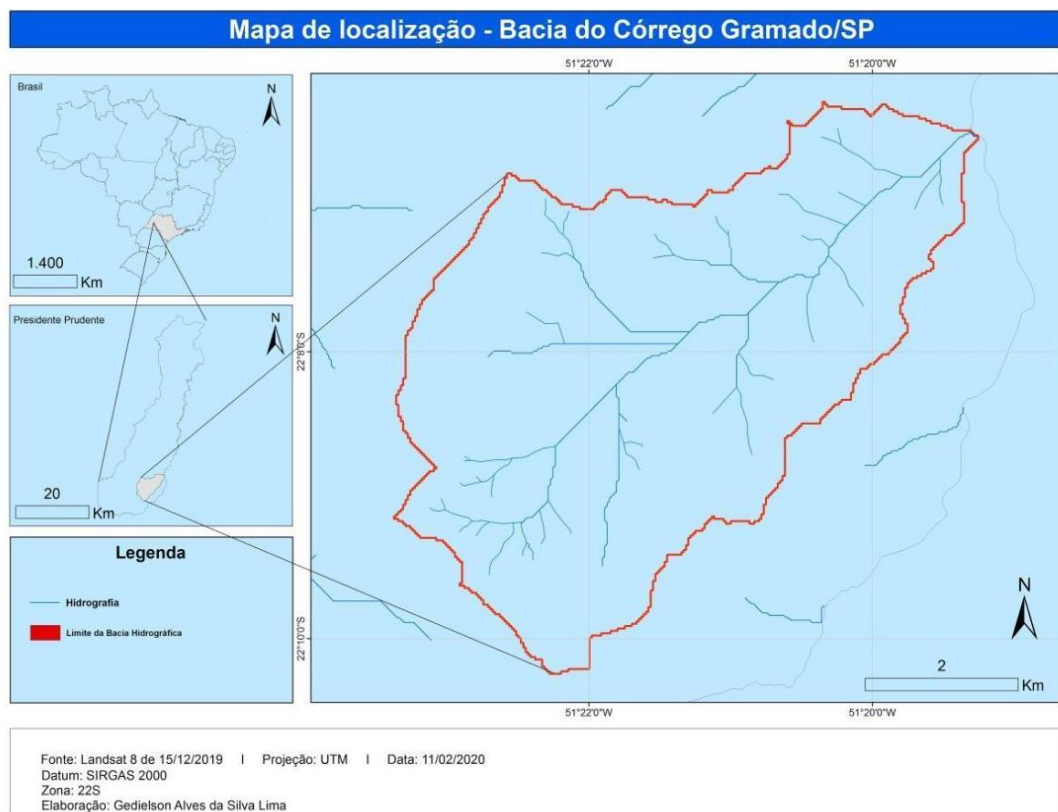


Figura 2: Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado – Presidente Prudente/SP

Para a realização da caracterização foram definidas etapas seguindo as recomendações de IBGE (2013), como o levantamento de informações preliminares, pesquisas bibliográficas, levantamento de dados em campo e a construção dos mapas de uso e ocupação do solo.

O levantamento de informações pertinentes às áreas de estudo foi obtido em documentos públicos disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Departamentos de água e Energia Elétrica (DAEE) e pela Prefeitura Municipal de Adamantina e de Presidente Prudente, respectivamente. Foram consultados dados referentes a área total de cada município, as coordenadas geográficas, a estimativa populacional e o bioma predominante na região de estudo.

Segundo IBGE (2013), o levantamento de informações sobre o aspecto físico de uma bacia hidrográfica deve ser composto por consulta a mapas de geomorfologia, geologia, classificações pedológicas, vegetação e clima, facilitando a interpretação das coberturas da terra e possíveis características peculiares da região de estudo.

A classificação geomorfológica das áreas de estudo foi baseada nos mapas geomorfológicos do Estado de São Paulo desenvolvidos por Ross e Moroz (1997) e Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) (1981b).



As classificações geológicas e pedológicas das bacias hidrográficas foram consultadas no mapa geológico do Estado de São Paulo, IPT (1981a) e com os estudos desenvolvidos por Rossi (2017), em que foram estudadas as formações do solo de todo o estado de São Paulo.

A caracterização climática foi desenvolvida com base nos estudos de Köppen *apud* (ROLIM *et al.*, 2007) e com a análise dos dados pluviométricos disponibilizados na plataforma do DAEE. Foram selecionadas as estações pluviométricas C8-004 e D8-003 nos municípios de Adamantina e Presidente Prudente, respectivamente, para aquisição dos dados. Estão localizadas sob as coordenadas 21° 41' 16" S e 51° 02' 31" O e 22° 06' 00" S e 51° 23' 00" O.

A pesquisa bibliográfica foi efetuada em artigos publicados em revistas internacionais e nacionais, disponibilizados no portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo portal ScienceDirect e tese de Doutorado disponibilizada nos repositórios da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Tais bibliografias foram selecionadas de acordo com o a área de conhecimento, o tema da pesquisa e relevância da publicação.

A construção dos mapas de uso e ocupação da terra foi efetuada com o uso das imagens disponibilizadas pelo INPE, que por sua vez são capturadas pelo satélite Landsat8. O tratamento das imagens foi realizado com a implementação do software ArcGIS 10.6.1. Foram aplicadas ferramentas de criação de bandas e a classificação por verossimilhança que segundo Degife *et al.*, (2019), aumentam a precisão do processo com base em cada pixel, classificando com maior precisão.

As imagens do satélite Landsat8 são divididas em 8 bandas em preto e branco. Após receberem o pré-tratamento, as bandas foram unificadas no sistema de coloração RGB - Red, Green e Blue. Nesta etapa, o arquivo gerado pela delimitação da bacia foi utilizado para criar um recorte na imagem pré-tratada, conforme mostra a Figura 3 a).

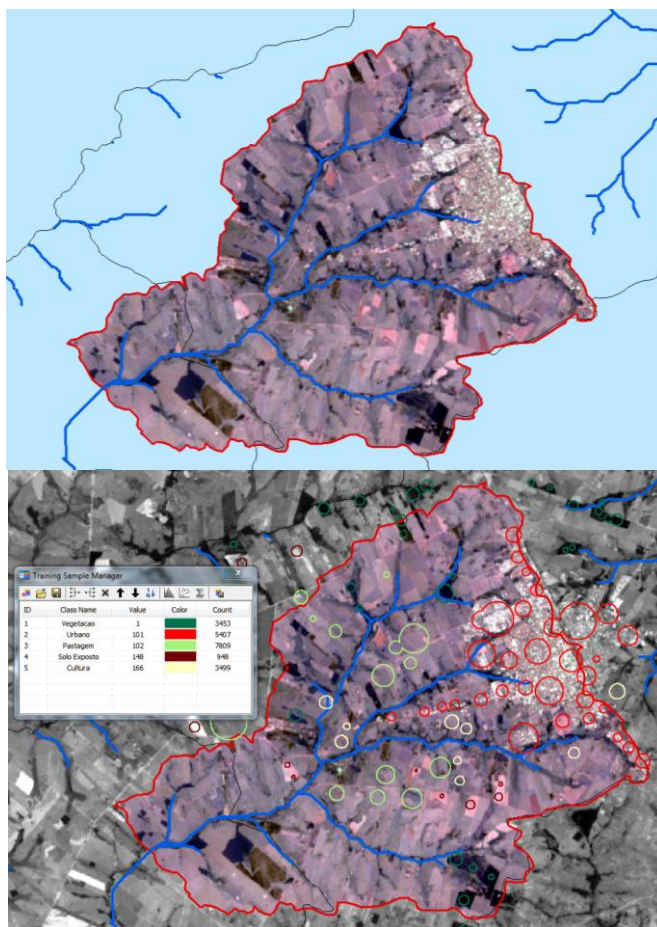


Figura 3: Etapas da elaboração dos mapas de uso e ocupação da terra a) Imagem recortada após o pré-tratamento b) Definição de classes de uso e ocupação

Por fim, foram confirmados os principais padrões de uso e ocupação da terra com base nas visitas *in loco*. Os padrões verificados foram as áreas urbanizadas, regiões de cultura, vegetação, pastagens e solo exposto. Foram selecionados pontos em formato circular sobre a imagem tratada e a ferramenta de classificação de imagem exportou como resultado o mapa e cálculo das áreas correspondentes às classes de uso e ocupação do solo.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

O município de Adamantina possui 428 km² de área, destes, 65,91 km² correspondem a bacia do Ribeirão dos Ranchos inclusive sua nascente, visto que 9,96 km² estão inseridos no município de Mariópolis, totalizando 75,87 km². Está situada entre as coordenadas geográficas 21°40' 32" S e 51°



3' 47"O, com altitude média de 421 metros em relação ao nível do mar e o Ribeirão dos Ranchos recebe afluentes dos Córregos Tocantins e Caldeira (ADAMANTINA (2020); IBGE (2020)).

Já a bacia do Córrego do Gramado está integralmente localizada no município de Presidente Prudente. Possui 28,45 km² de área, situada entre as coordenadas geográficas 22° 07' 32" S e 51° 23' 20" O, com altitude média em relação ao nível do mar de 462 metros (PRESIDENTE PRUDENTE (2020); IBGE (2020)).

Segundo a classificação de Ross e Moroz (1997), ambos os municípios estão localizados na morfoestrutura da Bacia Sedimentar do Paraná, nos limites da unidade morfoescultural do Planalto Ocidental Paulista. As áreas de estudo encontram-se sobre o arenito da Formação Adamantina (Ka) que por sua vez, pertence ao grupo Bauru (IPT, 1981). Segundo a classificação pedológica de Rossi (2017), o solo que transcorre a região da bacia do Ribeirão dos Ranchos é classificado como Argissolos Vermelho-Amarelos eutróficos típicos, já a bacia do Córrego do Gramado é composta por Argissolos Vermelho-Amarelos eutrófico abrupto.

No que tange ao bioma presente nas bacias hidrográficas estudadas, o IBGE (2020) destaca o predomínio da Mata Atlântica.

A classificação da vegetação realizada por São Paulo (2001), mostra a ocorrência de mata e capoeira em 1,41% da área total do município de Presidente Prudente, já no município de Adamantina, foram detectadas áreas de capoeira, mata e faixas de cerrado em 1,60% de sua área.

Segundo a classificação desenvolvida por Köppen *apud* (Rolim et al., 2007), o clima predominante na região oeste do Estado de São Paulo é do tipo Aw, em que as principais características são a ocorrência de clima tropical com baixa pluviosidade durante o período do inverno. O mês mais frio e o mais quente possuem a temperatura média de 18 °C e 22 °C respectivamente. Conforme a Figura 4, ocorrem duas estações bem definidas nas duas bacias hidrográficas, inverno seco e verão chuvoso, com precipitação média anual de 1250 mm (DAEE, 2020).

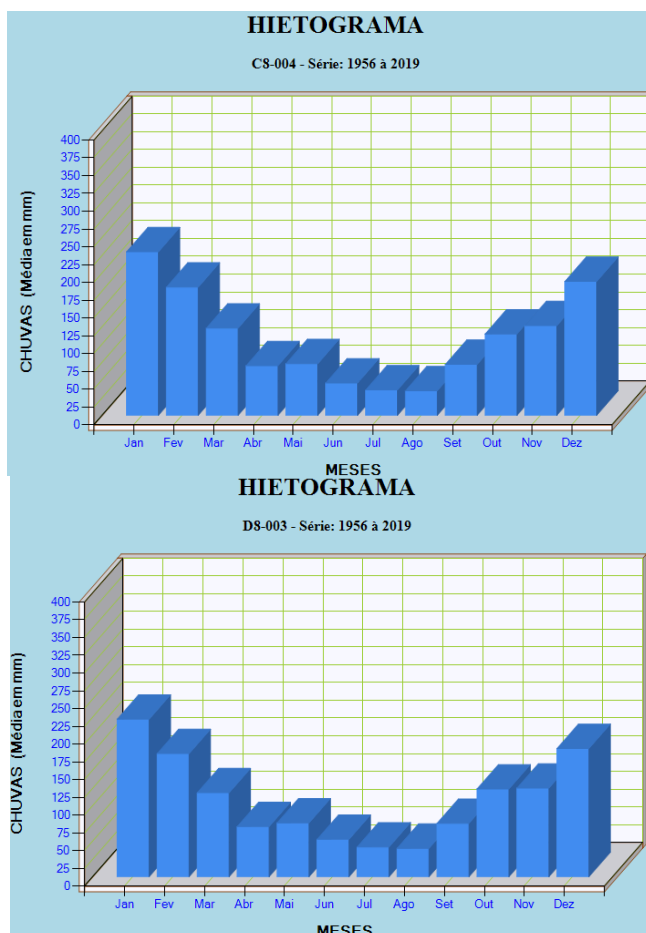
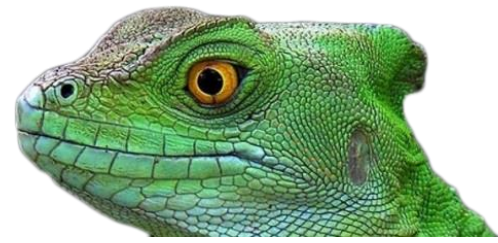


Figura 4 – Hietograma com dados históricos das chuvas: a) Adamantina/SP; b) Presidente Prudente/SP.
Fonte: DAEE, 2020

Nas Figuras 5 e 6 estão os mapas de uso e ocupação do solo desenvolvidos para as duas bacias estudadas e nas Tabelas 1 e 2 estão a quantificação e porcentagens das classes identificadas.

Foram observadas 5 classes de uso e ocupação da terra, com destaque para o solo exposto e as pastagens com 42,20% e 34,59% respectivamente, e a pequena área em que foi registrada a vegetação, com apenas 4,72% do total (Tabela 1).

Os dados apresentados comprovam as características rurais da região de estudo, com a existência de áreas preparadas para o cultivo e criação de animais, sobretudo, bovinos. Durante as visitas *in loco*, foi possível observar que existem novos loteamentos nas duas margens do Ribeirão dos Ranchos, denotando a direção em que o município está expandindo e, a existência de pontos em que não havia proteção da APP possibilitando o acesso do gado. Avancini (2018) encontrou situação similar em áreas agrícolas do município de Campinas, em que a urbanização estava em estágio inicial e as áreas com solo exposto eram da ordem de 40%. O principal problema apontado pelo autor foi o assoreamento dos canais pluviais pelo excesso de carga sedimentar e a falta de proteção das APPs,



que incorreram no decréscimo da qualidade das águas e em processos erosivos ao longo da área de estudo.

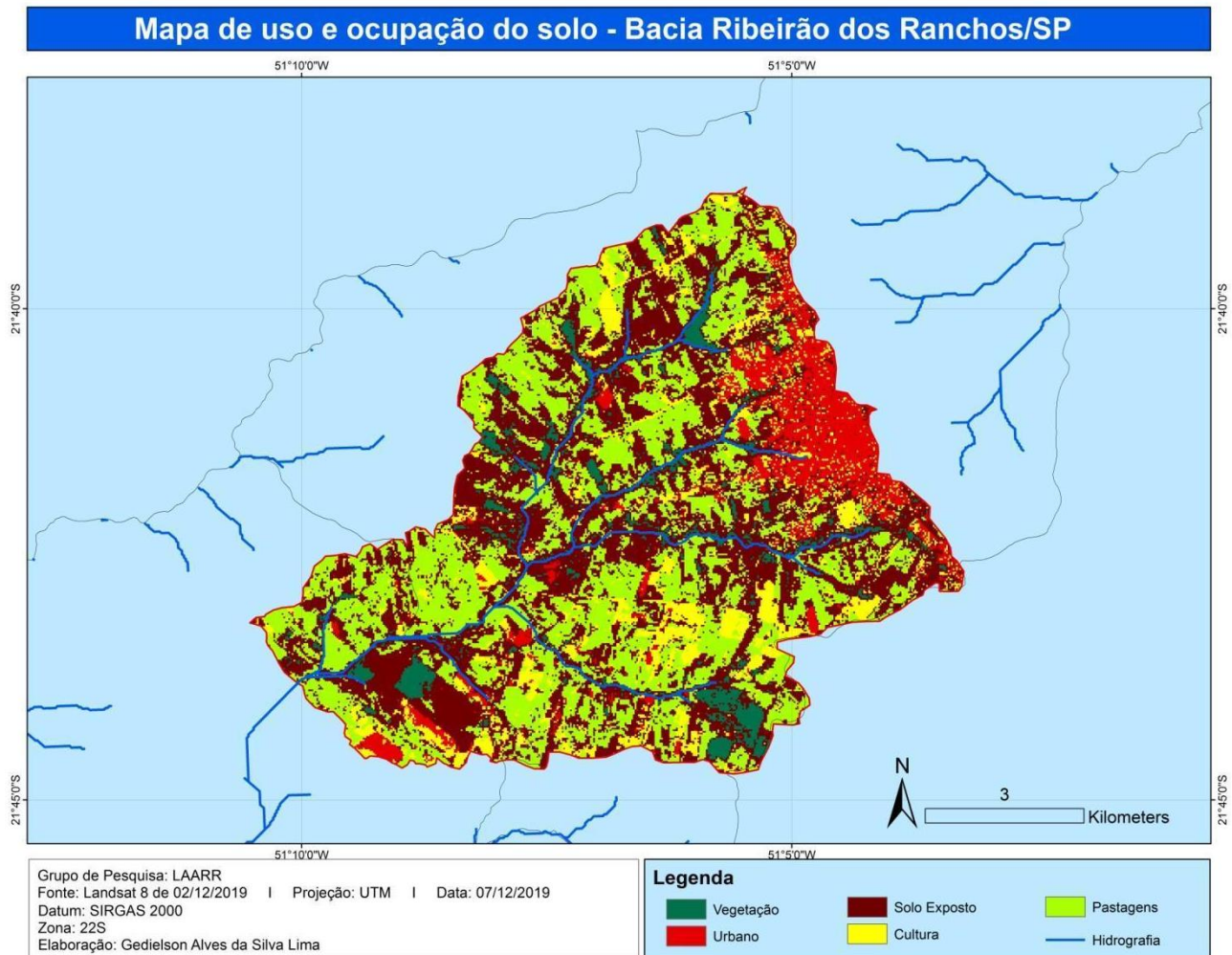


Figura 5: Mapa de uso e ocupação da Bacia Hidrográfica do Ribeirão dos Ranchos – Adamantina/SP

O município de Adamantina precisa realizar campanhas para reestruturação das áreas de preservação permanente e conscientizar os proprietários localizados às margens do Ribeirão dos Ranchos de sua responsabilidade com o meio ambiente.

Além disto, as margens do Ribeirão contam com a presença de uma indústria de reciclagem animal e uma ETE que é responsável por 100% do esgoto do município. Mello *et al.*, (2019) estudaram a influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água nos corpos hídricos de Sorocaba no interior do Estado de São Paulo, constatando que os lançamentos pontuais de indústrias e ETE, o avanço da agricultura nas áreas de APP e a urbanização na cabeceira de drenagem foram



fatores responsáveis para a baixa qualidade da água. Dentre os parâmetros analisados, os mais afetados foram os sólidos suspensos e nitrogênio total, denotando a influência do escoamento superficial no carreamento de nutrientes e sedimentos aos corpos hídricos.

Outro problema a ser enfrentado na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Ranchos é a possível formação de focos de erosão. Com base nos estudos de Avancini (2018) no município de Campinas e Degife *et al.*, (2019) no município de Hawassa localizado na Etiópia e na porcentagem apresentada de solo exposto é notável que sem a adoção de medidas de intervenção, o Ribeirão dos Ranchos possui suscetibilidade de apresentar quadros de erosivos.

Tabela 1 - Quantificação das classes de uso e ocupação da terra - Bacia do Ribeirão dos Ranchos - Adamantina/SP

Uso do solo	Área (km ²)	% Relativa ao total
Vegetação	3,58	4,72
Urbano	6,80	8,96
Pastagens	26,24	34,59
Solo Exposto	32,02	42,20
Cultura	7,23	9,53



Mapa de localização - Bacia do Córrego Gramado/SP

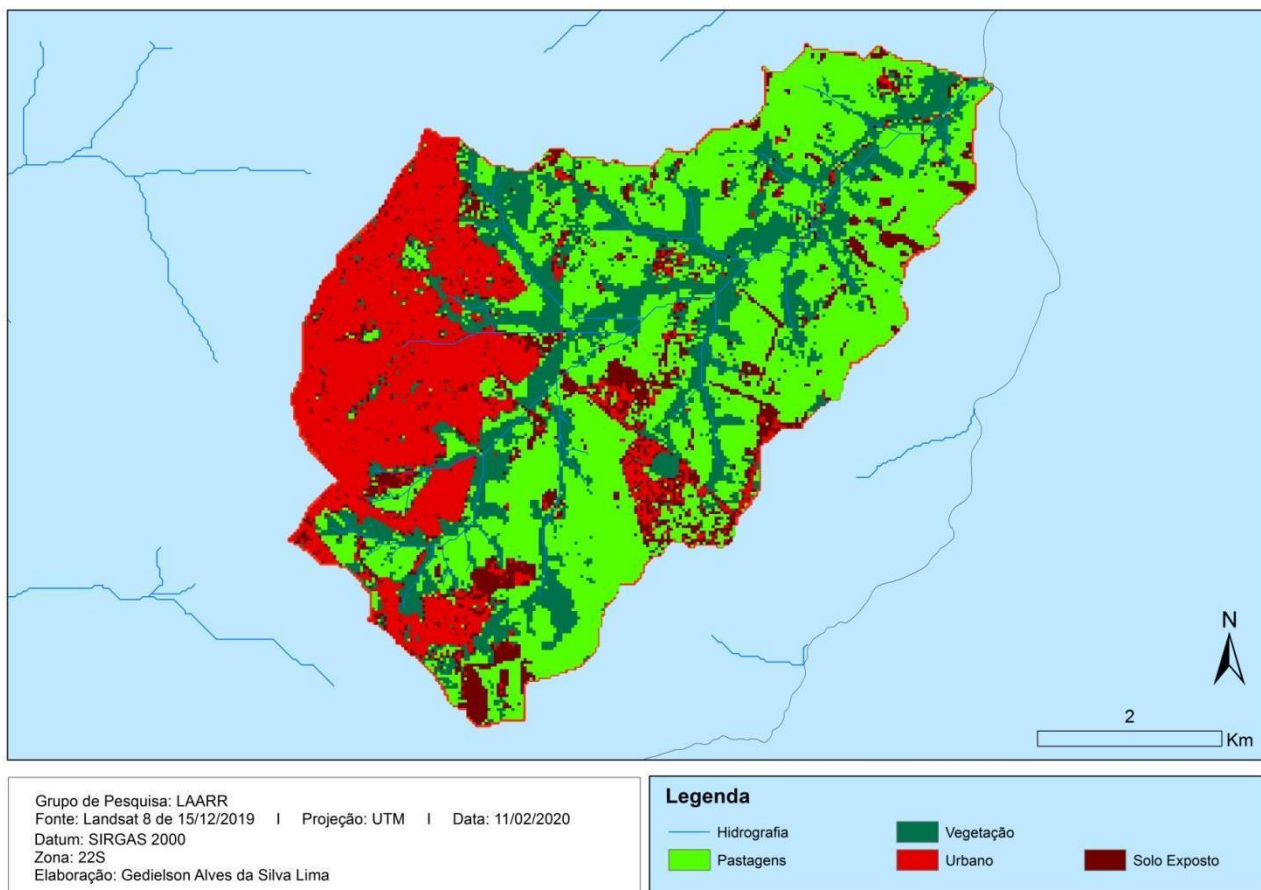


Figura 6: Mapa de uso e ocupação do solo da Bacia Hidrográfica do Córrego do Gramado – Presidente Prudente/SP

Ao analisar os resultados da classificação do uso e ocupação do solo para a bacia hidrográfica do Córrego do Gramado foram observadas apenas 4 categorias com destaque para a área de pastagens com 44,92% e uma porção impermeabilizada pela área urbana com 23,23% (Tabela 2).

A área urbana é composta predominantemente por residências, chácaras e o distrito industrial. O Distrito Industrial “Antônio Crepaldi” possui 44,54 km² de extensão e é composto por mais de 30 indústrias nos setores de embalagens, óleos lubrificantes, material de limpeza, bebidas, argamassa, estruturas metálicas, equipamentos industriais e outros (PULIDO, 2011). Em função das indústrias instaladas, o Distrito Industrial é capaz de gerar diferentes tipos de resíduos, efluentes líquidos e emissões gasosas podendo resultar na poluição do solo, do ar, das águas superficiais e subterrâneas caso não sejam adotadas medidas preventivas e corretivas para minimizar e/ou solucionar os possíveis impactos ambientais.



Tabela 2 - Quantificação das classes de uso e ocupação da terra - Bacia do Córrego do Gramado - Presidente Prudente/SP

Uso do solo	Área (Km ²)	% Relativa ao total
Vegetação	6,45	22,67
Urbano	6,61	23,23
Solo Exposto	2,61	9,18
Pastagens	12,78	44,92

Degife *et al.*, (2019) se dispuseram de imagens de satélite e verificaram que a ampliação dos centros urbanos em detrimento da cobertura vegetal e das áreas agricultáveis resultaram no aumento do escoamento superficial e, conseqüentemente, em focos de erosão em toda extensão da área estudada.

A retirada da camada vegetal imposta pela urbanização também provoca a destruição do habitat ideal para as espécies nativas e a queda de nutrientes necessários para a agricultura que devem existir no solo. No que se refere à qualidade da terra, Tarawally *et al.*, (2019) chamaram este processo de síndrome da impermanência, pois parte dos agricultores dos municípios de Freetown e Bo localizados em Serra Leoa perderam, a rentabilidade pela queda da produção e precisaram migrar para outras regiões.

Nesta área verifica-se ainda a existência do aterro controlado de Presidente Prudente, que operou por mais de 30 anos como “lixão” recebendo diferentes tipos de resíduos e rejeitos sobre o solo, sem a devida preparação para a disposição ambientalmente adequada dos entulhos, material orgânico, baterias, eletrodomésticos e outros. A decomposição da matéria orgânica origina o chorume, um líquido poluente que pode afetar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Um estudo semelhante efetuado por Silva *et al.* (2018) nos rios Cachoeira e Teixeira comprovou que o lixão de Salinópolis - PA, contribuiu para a deterioração da qualidade das águas superficiais, que por se situar em cota mais elevada que os pontos de coleta favoreceu a contaminação das águas por escoamento superficial de poluentes do lixão para os rios. Observou-se altos valores para turbidez, sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica e amônia, sobretudo no período chuvoso.

Os dois municípios possuem características e taxas de crescimento distintas, seja no tamanho de sua área urbanizada, econômica ou na quantidade de indústrias, porém as duas bacias hidrográficas possuem semelhanças importantes para serem estudadas. Dentre os aspectos análogos estão a existência de concentração urbana na cabeceira de drenagem, a vasta área de pastagens e a baixa porcentagem de vegetação preservada.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A aplicação de ferramentas de classificação de imagens proporcionou a visualização do uso e ocupação da terra nas bacias hidrográficas, auxiliou nos cálculos das áreas demarcadas com exatidão e reduziu os custos gerados pelo tamanho e distância entre as áreas de estudo.

Foi possível constatar que o uso e ocupação da terra nas bacias hidrográficas pelo aterro controlado, expansão urbana, agricultura e pastagem concorrem para um estado negativo da qualidade das águas superficiais, sobretudo devido à falta de suas áreas de preservação permanente constatada pela cobertura vegetal reduzida.

A obtenção das descrições detalhadas do Córrego do Gramado, Ribeirão dos Ranchos e do espaço geográfico permitiram compreender o comportamento das bacias hidrográficas como unidade de planejamento ambiental frente às ocupações, refletindo a necessidade de implantar um planejamento ambiental frente ao uso e ocupação da terra visando a melhoria do estado de qualidade de suas águas.

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES pelo apoio financeiro e aos nossos familiares.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ADAMANTINA; 2020. Prefeitura do Município de Adamantina. História do Município. Disponível em: <<http://www.adamantina.sp.gov.br/?pag=T1RjPU9EZz1PVFU9T0dVPU9HST1PVEE9T0dFPU9HRT0=&idmenu=214>>. Acesso em 10 de jan. de 2020.
- AVANCINI, T. G. P.; 2018. Conservação do solo e planejamento do uso da terra: uma proposta de certificação para loteamentos em franjas Urbano-Rurais. Tese (doutorado) - UNICAMP - Universidade Estadual de Campinas. Campinas, p. 250.
- BRASIL, 2011. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em 07 de jul. de 2019.
- COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S. M. L.; 2014. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. Rev. bras. eng. agríc. ambient., Campina Grande, v. 18, n. 1, p. 64-72.
- DEGIFE, A.; WORKU, H.; 2019. Land use land cover dynamics, its drivers and environmental implications in Lake Hawassa Watershed of Ethiopia. Remote Sensing Applications: Society and Environment, [s.l.], v. 14, p.178-190.



- DEMISSE, G. B.; TADESSE, T.; 2019. Linking seasonal drought product information to decision makers in a data sparse region: A case study in the Greater Horn of Africa. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, [s.l.], v. 14, p.200-206.
- DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA - DAEE. Banco de Dados Hidrológicos. Disponível em: <<http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>>. Acesso em 10 de jan. de 2020.
- HUANG, X.; WANG, Y.; 2020 High-resolution urban land-cover mapping and landscape analysis of the 42 major cities in China using ZY-3 satellite images. *Science Bulletin*, [s.l.], p.1-27.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE); 2013. Manual Técnico de Uso da Terra. 3. ed., Rio de Janeiro, 2013. 171 p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE); 2020. IBGE cidades, 2020. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 de jan. de 2020.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE); 2019. Divisão de Geração de Imagens - Coordenação Geral de Observação da Terra. Disponível em: <<http://www.dgi.inpe.br/>>. Acesso em: 10 de Dezembro de 2019.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE); 2019b. Banco de dados Geomorfométricos do Brasil. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>>. Acesso em: 10 de Dezembro de 2019.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT); 1981. Mapa geológico do Estado de São Paulo, escala 1:500.000. São Paulo: IPT, 1981a. Volume II, Divisão de Minas e Geologia Aplicada, São Paulo.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT); 1981. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo, escala 1:1.000.000. São Paulo: IPT, 1981b. Volume II, Divisão de Minas e Geologia Aplicada, São Paulo.
- TRATABRASIL; 2019. Instituto Trata Brasil. Ranking do Saneamento. São Paulo: Go Advogados, 2019. 128 p.
- KRÜGER, E. L.; 2016; Efeitos da ilha de calor nos níveis de conforto em ambientes externos e internos para as condições climáticas de Curitiba. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, [s.l.], v. 21, n. 3, p.459-467.
- LEITE, E. F.; ROSA, R.; 2020. 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.
- MELLO, K.; VALENTE, R. A.; 2018. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, [s.l.], v. 167, p.130-138.
- PULIDO, A. S.; 2011. Diagnóstico ambiental de empreendimentos do distrito industrial Antônio Crepaldi – Presidente Prudente/SP. 2011. Trabalho de conclusão de curso (bacharelado - Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia.
- PRESIDENTE PRUDENTE; 2020. Prefeitura do Município de Presidente Prudente. Mapas e Informações Geográficas. Disponível em: <http://www.presidentepudente.sp.gov.br/site/central_mapas.xhtml>. Acesso em 10 de jan. de 2020.
- RODRIGUES, V.; ESTRANY, J., 2018. Effects of land use and seasonality instream water quality in a small tropical catchment: The Headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). *Science Of The Total Environment*, [s.l.], v. 622-623, p.1553-1561.
- ROLIM, G. de S.; 2007. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. *Bragantia*, [s.l.], v. 66, n. 4, p.711-720.
- ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C.; 1997. Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo, escala 1:500.000. São Paulo: Laboratório de Geomorfologia, Departamento de Geografia - FFLCH - USP / Laboratório de Cartografia Geotécnica - IPT/FAPESP, 1997. 2v.



- ROSSI, M.; 2017. Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. São Paulo: Instituto Florestal. v.1 p. 118. (inclui mapas).
- SÃO PAULO; 2020. INSTITUTO FLORESTAL – SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE / GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Sistema de Informações Florestais do Estado De São Paulo – SIFESP. São Paulo, 2001. Disponível em: <www.infraestruturameioambiente.sp.gov/sifesp/mapas-municipais/>. Acesso em: 10 jan. 2020.
- SILVA, R. S.; SOUZA, A. M.; 2018. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. Rev. Ambient. Água, Taubaté, v. 13, n. 2.
- TARAWALLY, M.; WENBO, X.; 2019. Land use/land cover change evaluation using land change modeller: A comparative analysis between two main cities in Sierra Leone. Remote Sensing Applications: Society and Environment, [s.l.], v. 16, p.1-20.
- TONG, X.; XIA, G.; 2020. Land-cover classification with high-resolution remote sensing images using transferable deep models. Remote Sensing Of Environment, [s.l.], v. 237, p.1-20.
- United Nations; 2017. Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and SDG Baselines. Geneva: World Health Organization (WHO) and the United Nations Children's Fund (UNICEF).
- United Nations; 2019. Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2019). World Population Prospects 2019: Highlights. ST/ESA/SER.A/423.



ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS DE UM TRECHO DA REDE DE DRENAGEM URBANA NA CIDADE DE MARINGÁ, PARANÁ: MODELAGEM COMPUTACIONAL ASSOCIADA A ALTERNATIVAS LID

| ID 14865 |

¹Murilo Camilo, ²Roberto Takeshi Nakahashi, ³Cristhiane Michiko Passos Okawa

1Universidade Estadual de Maringá, e-mail: murilo.camilu@gail.com; 2 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: rtakeshi.nakahashi@gmail.com; 3Universidade Estadual de Maringá, e-mail: cmpokawa@uem.br

| RESUMO |

Com o avanço da urbanização, tornam-se frequentes os problemas de alagamentos, inundações e enchentes urbanas. Na cidade de Maringá, Paraná, constatam-se alagamentos frequentes, decorrentes de chuvas intensas, em pontos específicos densamente urbanizadas. Neste contexto, o objetivo desse trabalho é elaborar cenários de um trecho da rede de drenagem urbana, mais especificamente no ponto de cruzamento entre as avenidas Guaiapó e dos Palmares, localizado na cidade de Maringá, Paraná: com a situação atual e utilizando técnicas compensatórias de *Low Impact Development* (LID). Para isso, foi utilizado o programa computacional *SewerGEMS*® a fim de realizar as simulações dos cenários propostos. Os resultados mostraram que a rede atual no trecho considerado está subdimensionada (Cenário 1) e uma das soluções propostas é a adoção de técnicas compensatórias LID para construção dos Cenários 2, 3 e 4. Conclui-se que a modelagem computacional para a elaboração de cenários mostrou-se efetiva e pode ser uma grande aliada para fornecer subsídios para a gestão municipal urbana, auxiliando na implementação de um manejo de águas urbanas adequado e eficiente.

Palavras-chave: Alagamentos urbanos; Técnicas compensatórias em drenagem urbana; Gestão de águas urbanas.

| INTRODUÇÃO |

A urbanização resulta na presença de áreas impermeáveis nas cidades, e assim, há diminuição na infiltração, interceptação e armazenamento de águas pluviais no solo e o aumento do escoamento superficial, afetando o ciclo hidrológico local. Com isso, os problemas de inundações e enchentes se tornam frequentes nos centros urbanos, degradando a qualidade da água a partir dos poluentes presentes nas áreas urbanas, devida às mudanças no uso da terra e da quantidade de água escoada nos centros urbanos (BAEK *et al.*, 2015; PALANISAMY; CHUI, 2015; PALLA; GNECCO, 2015; XU *et al.*, 2018). O modelo de drenagem urbana convencional é projetado para coletar e transportar a água da



chuva de maneira rápida para tubulações. Entretanto, essa técnica ocasiona o aumento do volume e pico de fluxo de água escoada, além de ser amplificado pelas mudanças climáticas, que é capaz de gerar uma maior intensidade e frequência de chuvas, dificultando para gestão sustentável das águas pluviais (ZHOU, 2014; WANG; WANG, 2018; JOHSON; GEISENDORF, 2019).

A cidade de Maringá é um exemplo para esse tipo de cenário, devida à sua rápida urbanização com mudança no uso do solo a partir da década de 1970, sendo que no ano de 2010, 95,6% da população ocupava as áreas urbanas da cidade e essa expansão das construções ocupando as áreas naturais continua nos dias atuais (VALLE *et al.*, 2016). Ainda, a cidade apresenta frequentes alagamentos decorrentes da ocorrência de chuvas intensas desde o final da década de 90; no entanto, ultimamente, chuvas com intensidades menores têm provocado alagamentos significativos, relacionados com o aumento de áreas impermeáveis (GARCIA *et al.*, 2015). Além disso, as redes de microdrenagem urbanas são dimensionadas pela Prefeitura Municipal, que adota o tempo de retorno igual a três anos, o que pode ser um parâmetro subdimensionado, caso a área seja comercial ou apresentar prédios públicos o tempo de retorno recomendado é igual a cinco anos (FCTH, 1999). Assim, a rede de microdrenagem urbana pode estar subdimensionada, o que acarretará alagamentos com mais frequência nas cidades devida à presença de chuvas intensas (GONÇALVES *et al.*, 2015; SOUZA; ZAMUNER, 2016).

No contexto de crescente urbanização e consequente impermeabilização do solo, efeitos adversos ocorrem nos centros urbanos, tais como aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial, redução na infiltração do solo e redução na recarga de águas subterrâneas (HOANG; FENNER, 2016; TEDOLDI *et al.*, 2016; LÄHDE *et al.*, 2019). O manejo de águas pluviais deve, então, ser pensado de uma maneira mais sustentável, tais exemplos como uso de técnicas compensatórias, devido aos seus benefícios hidráulicos e hidrológicos, pois a implementação de medidas estruturais permite atenuar o escoamento de pico, seja pela detenção na origem ou pelo armazenamento na bacia. Para isso, o sistema oferece soluções por implantação de medidas naturais, a título de exemplo jardins de chuvas, bacias de detenção, trincheiras e valas de infiltração, com o objetivo de alcançar um desenvolvimento mais sustentável nos centros urbanos (MGUNI; HERSLUND; JENSEN, 2016; FOOMANI; MALEKMOHAMMADI, 2019; JOHSON; GEISENDORF, 2019).

Diante desse cenário, além do sistema de drenagem urbana sustentável, diferentes práticas estão sendo propostas na literatura com o intuito de limitar o impacto ambiental ocasionada pela urbanização no balanço hídrico. A título de exemplo, pode-se citar o *Sustainable Drainage Systems* (SUDS), *Water Sensitive Urban Design* (WSUD), *Best Management Practices* (BMPs) e *Low Impact Development* (LID) (RIZZO *et al.*, 2018).



As técnicas do LID objetivam a adaptação ou mitigação dos efeitos adversos dos impactos hidrológicos devida à rápida urbanização e mudança climática nas bacias hidrográficas, e assim, prevenindo da poluição e melhorando o ecossistema urbano (BAEK *et al.*, 2015; ECKART; MCPHEE; BOLISSETTI, 2018). O LID oferece uma abordagem inovadora para gerenciar o escoamento superficial sem depender das técnicas do sistema de drenagem convencional. No entanto, há uma integração das práticas LID com o sistema convencional, a fim de imitar as funções ecológicas e hidrológicas de uma bacia hidrográfica (WANG *et al.*, 2018; YANG; CHUI, 2018).

Com o intuito de diminuir os efeitos da urbanização, o LID é uma técnica que aumenta a área de infiltração das águas pluviais, e assim, diminui o escoamento superficial, os picos de volume e a vazão das águas pluviais, além das inundações urbanas (PALLA; GNECCO, 2015). Para isso, há uma diversidade de técnicas que podem ser utilizadas, tais como tanque de retenção de águas pluviais, sistema de concreto permeável, células de biorretenção, captação de água da chuva e telhados verdes (PALANISAMY; CHUI, 2015).

No entanto, para uma bacia hidrográfica que apresente uma grande quantidade de sub-bacias, há uma complexidade no quesito de determinar os controles do LID que devem ser colocados em cada sub-bacia. A título de exemplo o número, as localizações e combinações do LID pode ser abundante devido aos vários recursos, com o objetivo de reduzir ao máximo o escoamento da água nas cidades. Sendo assim, as ferramentas de simulação e otimização são utilizadas a fim de ajudar a implementar os controles LID (ECKART; MCPHEE; BOLISSETTI, 2018).

A modelagem computacional é uma das ferramentas mais efetivas para design e otimização do sistema de rede de drenagem urbana, com o objetivo de determinar a técnica LID adequada para região de estudo, pois cada técnica possui sua própria resposta hidrológica e característica de tratamento da água. Há uma grande variedade de métodos que incluem a simulação LID e sua integração em bacias urbanas, sendo que o modelo mais utilizado para pesquisas é o *Stormwater Management Model* (SWMM), que apresenta resultados coerentes com a realidade. Para avaliar e comparar, de maneira conveniente, os cenários LID em uma bacia hidrográfica, as ferramentas de otimização são de grande utilidade, pois permitem uma maior precisão nos resultados com métodos menos complexos (BAEK *et al.*, 2015; ECKART; MACHPEE; BOLISSETTI, 2017; ZANANDREA; SILVEIRA, 2019).

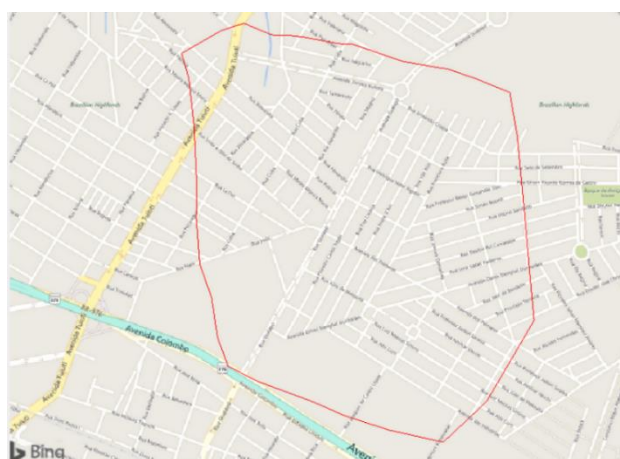
Nesse contexto, a proposta deste trabalho é elaborar cenários em um trecho da rede de drenagem urbana que engloba o cruzamento entre as avenidas Guaiapó e dos Palmares, localizado na cidade de Maringá, Paraná. Para isso, será utilizada modelagem computacional para diagnosticar o cenário da situação atual e os cenários com a aplicação das técnicas LID, com isso, os resultados obtidos servirão como base para fornecer subsídios para a gestão municipal urbana.



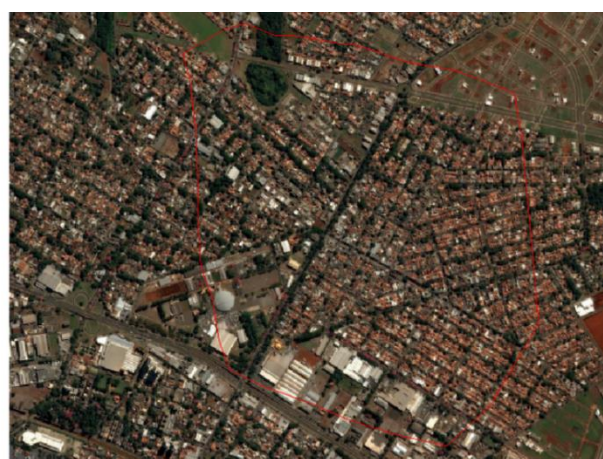
| MATERIAIS E MÉTODOS |

Área de Estudo

Na primeira etapa do trabalho, definiu-se a escolha da região de alagamento na cidade de Maringá, com base nos dados da Defesa Civil e do Corpo de Bombeiros, além de outros órgãos, utilizando como parâmetros a frequência de ocorrência dos alagamentos e extensão de danos ao patrimônio público e à população. A região estabelecida para o estudo foi a sub-bacia definida próxima ao cruzamento das avenidas Guaiapó e dos Palmares, que apresenta uma área de 2,28 km² e um perímetro de 5,73 km, conforme é ilustrada na Figura 01 (a), representada pela cor vermelha. A Figura 01 (b), que apresenta uma visualização aérea da mesma região de estudo conforme apresentada na Figura 01(a), ilustra a predominância de área impermeável densamente construída e com ruas pavimentadas próximo ao cruzamento estudado.



(a)



(b)

Figura 01: Delimitação da sub-bacia no ponto definido, representada pela cor vermelha, localizada no cruzamento entre as avenidas Guaiapó e dos Palmares com visualização da estrada (a) e aérea (b).

Configurações Iniciais para Simulação

A sub-bacia foi delimitada com base nas curvas de nível e cotas topográficas da região, considerando-se o traçado da tubulação existente na cidade. Ainda, utilizou-se a versão acadêmica do programa *SewerGEMS*® para análises e simulação da rede de drenagem urbana na cidade. Primeiramente, inseriu-se as curvas de nível com legenda das cotas topográficas, representada pela cor cinza a fim de facilitar na visualização do traçado, a delimitação da região de estudo, indicada



pela cor vermelha, e as quadras e calçadas existentes na sub-bacia, traçadas pela cor rosa, como é possível observar na Figura 02.

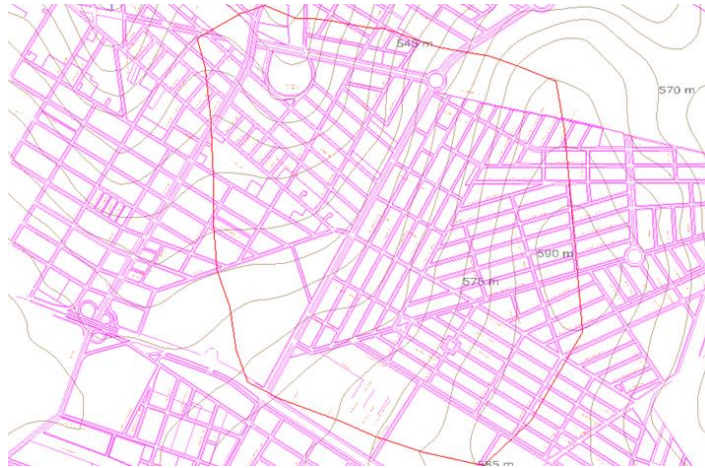


Figura 02: Inserção dos Background Layers – curvas de nível, delimitação da sub-bacia, quadras e calçadas.

Configuração para Simulação do Cenário 01 – Situação Atual da Rede

A próxima etapa é a configuração dos dados da simulação. O método de cálculo utilizado no software *SewerGEMS®* foi o método racional (*GVF-Rational – StormCAD*), que de acordo com o DAEE (2005), o método é recomendado para pequenas bacias de aproximadamente 2,00 km² - ideal para o presente trabalho, pelo motivo de que a área de contribuição da modelagem apresenta um valor de aproximadamente 1,00 km² -, com tempo de concentração mínimo de cinco minutos, além de adotar o material das tubulações como concreto, conforme a Lei Complementar nº 766 do Órgão Oficial do Município de Maringá. Em relação aos parâmetros pluviométricos, utilizou-se a equação de chuvas intensas e com auxílio do programa computacional Plúvio 2.1, definiu-se os parâmetros da equação. Para a cidade de Maringá, tem-se a seguinte equação de dados pluviométricos:

$$i = \frac{1341,717 \times T_R^{0,175}}{(t+15,461)^{0,838}} \quad (1)$$

Onde: i é a intensidade da chuva (mm/h), T_R é o tempo de retorno (anos), t é o tempo de duração da chuva (minutos) e os parâmetros $a=0,175$, $b=15,461$ e $c=0,838$ são parâmetros locais.

No presente trabalho, adotou-se o tempo de retorno igual a três anos e o tempo de duração da chuva igual a cinco minutos, que são valores adotados pela Prefeitura Municipal de Maringá, obtendo o valor de intensidade da chuva equivalente a 129,60 mm/h. O valor de 0,90 para o coeficiente de



escoamento superficial nas bacias de contribuição foi adotado a partir da literatura de Wilken (1978), adotado pela Prefeitura de São Paulo, que varia o valor entre 0,70 a 0,95 para partes centrais densamente construídas com ruas e calçadas pavimentadas; da elaboração da ASCE (1969), que varia entre 0,70 a 0,90 para área comercial central, conforme é possível observar na Figura 1 (b). Ainda, inseriu-se os limites mínimos e máximos de velocidade e cobrimento, conforme recomendação de Tucci (2004), inclinação e porcentagem do nível d'água dentro das tubulações, conforme a norma NBR 9649, e esses valores adotados estão apresentados na Tabela 01.

Tabela 01 - Limites máximos e mínimos para os parâmetros de velocidade, cobrimento e inclinação, além da determinação da altura da lâmina d'água

Padrões de restrição		Valores
Velocidade (m/s)	Mínimo	0,00010
	Máximo	5,00000
Cobrimento (m)	Mínimo	0,60
	Máximo	4,00
Inclinação (m/m)	Mínimo	0,00010
	Máximo	1,00000
Altura da lâmina d'água (%)	Porcentagem	95,0

Configurando todos os parâmetros necessários, realizou-se o traçado das tubulações existentes na rede de drenagem urbana, a partir do cadastro digital de Maringá. No entanto, não foi possível efetivar a calibração do modelo com a execução da rede existente no município, tais exemplos como a localização das bocas de lobo, a inclinação, a rugosidade e a profundidade dos tubos, ou seja, para o presente trabalho, esses dados foram adotados. Em relação às bocas de lobo, utilizou-se o *Google Earth®* com o intuito de visualizar a presença ou não das mesmas na execução da cidade e no cadastro digital, sendo eliminadas as bocas de lobo que estão presentes no cadastro digital mas que não foram executadas e, ainda, acrescentaram-se as que foram executadas, mesmo não existindo no projeto. A profundidade das tubulações não foi apresentada no cadastro, sendo que para este caso, a profundidade mínima adotada foi de 1,30 m e conforme houver a necessidade de maiores profundidades, esse valor foi aumentando. O mesmo é válido para a inclinação das tubulações, pois devida à falta de dados no cadastro digital, adotou-se que a inclinação é paralela ao nível do terreno e à medida que necessitasse de alteração, o valor da inclinação foi modificado. A capacidade da boca de lobo é de 75% de y/D , conforme a norma NBR 9649, no entanto, para o presente trabalho, adotou-se o valor de 95% de y/D com o intuito de trabalhar com uma maior capacidade das tubulações. Por fim, em relação à elaboração das bacias de contribuição, o *software* utilizou a ferramenta do método de Thiessen.



Configuração para Simulação dos Cenário 02, 03 e 04 – Simulação com as técnicas *Low Impact Development*

Em relação às configurações para esses cenários, houve mudança no método de cálculo, sendo selecionado o método *Explicit (SWMM Solvers)*, pois considera que o fluxo de saída do LID percorre para bacia de contribuição na simulação. Além disso, foi necessária a adição do parâmetro de infiltração no LID, que é calculado a partir do modelo de *Green-Ampt*. Os dados da chuva foram mantidos conforme descritos no Cenário 01. A outra etapa a ser realizada antes de iniciar a simulação do cenário é a configuração em relação aos parâmetros das técnicas compensatórias do *Low Impact Development*. Para os cenários, adotaram-se as técnicas de pavimento poroso e jardins de chuva, que foram as medidas estruturais mais viáveis de serem aplicadas para a região de estudo. Ainda, definiu-se os parâmetros necessários para a simulação do cenário LID para cada uma das técnicas, utilizando-se como referências trabalhos que abordaram sobre a temática. Os parâmetros utilizados no pavimento poroso foram baseados no trabalho de Zhang e Guo (2014) e Zanandrea e Silveira (2018), sendo os dados apresentados na Tabela 02. Já em relação aos parâmetros para o jardim de chuva, descritos na Tabela 03, os valores foram obtidos a partir do fórum sobre SWMM e do trabalho de Bai *et al.* (2019).

Após definidos os parâmetros de simulação do LID, realizou-se o traçado na rede de drenagem urbana que está presente no *software* e conectado com área de captação, que sofrerá mudança em seu comportamento devida à presença das técnicas compensatórias. Por fim, atribuiu-se à essa área de captação o tipo de medida de baixo impacto utilizada na simulação.



Tabela 02 - Parâmetros de configuração para o pavimento poroso

Parâmetros	Configuração
Geral	
<i>Low Impact Development Control Type</i>	<i>Porous Pavement</i>
Superfície	
<i>Surface Storage Depth (mm)</i>	3,00
<i>Vegetative Cover Fraction</i>	0,00
<i>Surface Manning's n</i>	0,05
<i>Surface Slope (m/m)</i>	0,01
Solo	
<i>Soil Thickness (mm)</i>	25,00
<i>Soil Porosity</i>	0,46
<i>Field Capacity</i>	0,20
<i>Soil Conductivity (mm/h)</i>	25,00
<i>Conductivity Slope</i>	10,00
<i>Wilting Point</i>	0,10
<i>Suction Head (mm)</i>	3,50
Armazenamento	
<i>Height (mm)</i>	350,00
<i>Storage Void Ratio (Voids/Solids)</i>	0,60
<i>Storage Conductivity (mm/h)</i>	7,00
<i>Storage Clogging Factor</i>	180,00
Drenagem Subterrânea	
<i>Drain Coefficient (mm¹⁻ⁿ/h)</i>	1,00
<i>Drain Exponent</i>	0,50
<i>Drain Offset Height (mm)</i>	200,00
Pavimento	
<i>Pavement Thickness (mm)</i>	100,00
<i>Pavement Void Ratio (Voids/Solids)</i>	0,20
<i>Impervious Surface Fraction</i>	0,00
<i>Permeability (mm/h)</i>	540,00
<i>Pavement Clogging Factor</i>	180,00



Tabela 03 – Parâmetros de configuração para jardim de chuva (continua)

Parâmetros	Configuração
Geral	
<i>Low Impact Development Control Type</i>	<i>Rain Garden</i>
Superfície	
<i>Surface Storage Depth (mm)</i>	100,00
<i>Vegetative Cover Fraction</i>	0,10
<i>Surface Manning's n</i>	0,013
<i>Surface Slope (m/m)</i>	0,01
Solo	
<i>Soil Thickness (mm)</i>	1.000,00
<i>Soil Porosity</i>	0,33
<i>Field Capacity</i>	0,25
<i>Soil Conductivity (mm/h)</i>	10,00
<i>Conductivity Slope</i>	1,00
<i>Wilting Point</i>	0,15
<i>Suction Head (mm)</i>	5,00
Armazenamento	
<i>Storage Conductivity (mm/h)</i>	400,00

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Cenário 01 – Diagnóstico do Trecho da Rede na Situação Atual

A Figura 03 ilustra os diâmetros das tubulações da rede de drenagem da situação atual, sendo que cada cor representa o diâmetro da tubulação. de acordo com a ilustração, a cor verde apresenta as tubulações com diâmetro equivalente a 400mm, o azul claro o diâmetro de 600mm, o azul escuro o diâmetro de 800mm e a cor vermelha o diâmetro de 1.000mm.

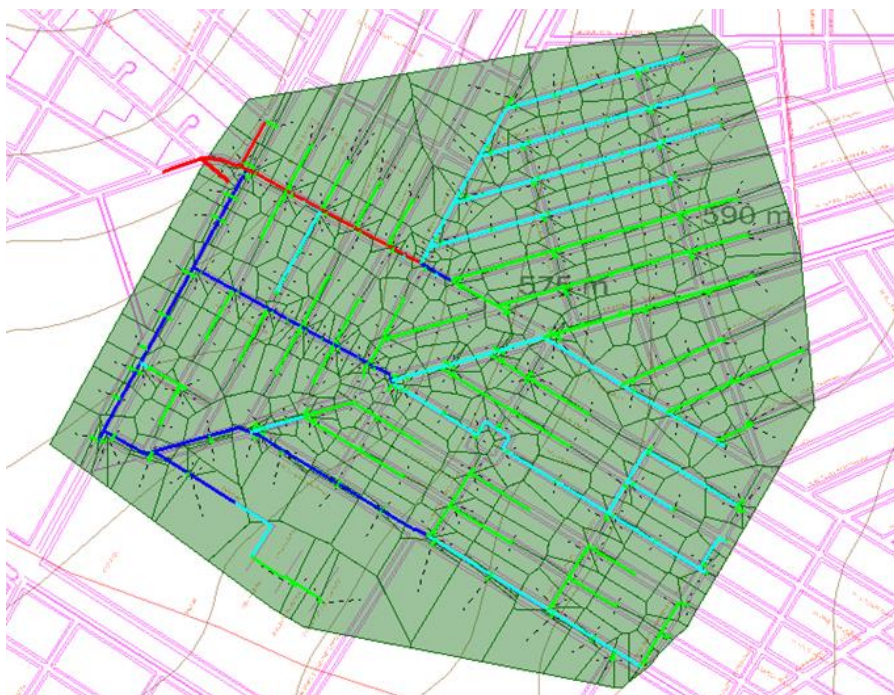


Figura 03: Representação dos diâmetros presentes na rede de drenagem urbana atual.

A partir da simulação, notou-se que a rede está subdimensionada e não possui capacidade de recolher toda a água escoada da sub-bacia, conforme ilustra a Figura 04. A Figura 04 apresenta o perfil de um trecho da rede de drenagem estudada, sendo que a linha azul representa a linha piezométrica, a linha vermelha representa a linha de energia e a linha verde o terreno da cidade.

Vale ressaltar que um motivo que influencia nos resultados obtidos no primeiro cenário é a utilização de dados do projeto, neste caso, aqueles adotados pela Prefeitura, ou seja, adotando um tempo de retorno de três anos e o tempo de concentração de cinco minutos, a intensidade de chuva é de equivalente a 129,60 mm/h. No entanto, esse valor pode ser diminuído adotando outros parâmetros de cálculo. A literatura recomenda a adoção de tempos de retorno equivalente a valores entre dois e dez anos para microdrenagem urbana, variando de acordo com o tipo de ocupação – tais exemplos como ocupação residencial, comercial ou áreas de serviços públicos. A título de exemplo, caso a existência de comércios na sub-bacia, a recomendação é adotar o tempo de retorno equivalente a cinco anos (FCTH, 1999). Sabendo disso, adotando um tempo de retorno igual a cinco anos e um tempo de concentração equivalente a dez minutos, substituindo na equação (1), a intensidade de chuva obtido é igual a 118,00 mm/h, ou seja, o resultado apresentado é menor que o escolhido para a modelagem computacional.

Além disso, o valor de projeto adotado pela Prefeitura Municipal de Maringá para o coeficiente de escoamento superficial é igual a 0,67. No entanto, ao observar a sub-bacia do ponto de cruzamento entre as avenidas Guaiapó e dos Palmares, é possível notar que a região é predominantemente



urbanizada, ou seja, há uma grande porcentagem de área impermeabilizada. Com isso, o valor adotado pela prefeitura sobre o coeficiente de escoamento superficial não é coerente com a situação real, sendo que esse valor utilizado está inferior com o que pode ser observado *in loco*.

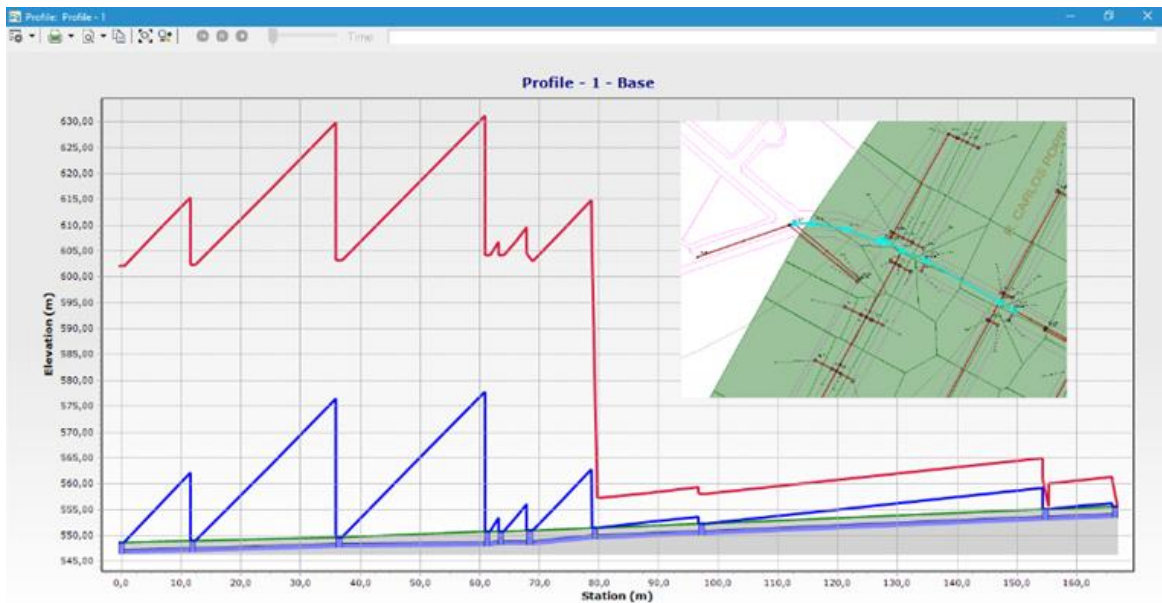


Figura 04: Perfil do trecho selecionado em azul da rede de drenagem urbana.

Diante dessa situação, uma outra solução a fim de minimizar a ocorrência de alagamento é a utilização de técnicas LID, que serão apresentados a seguir três cenários para essa nova proposta. Vale ressaltar que não houve alterações nos diâmetros das tubulações, pelo motivo de solucionar o problema apenas com as técnicas de desenvolvimento de baixo impacto, sem interferir nas mudanças físicas das tubulações.

Cenário 02 – Simulação LID com a Técnica Pavimento Poroso

A primeira proposta é a utilização de pavimento poroso no estacionamento do Parque Internacional de Exposições Francisco Feio Ribeiro, conforme está ilustrado na Figura 05, sendo que a região cinza é a representação esquemática do LID na simulação, ocupando uma área equivalente a 85.355,10m².



Figura 05: Aplicação do pavimento poroso no estacionamento do Parque Internacional de Exposições Francisco Feio Ribeiro.

O resultado gerado pela simulação desse cenário, em termos numéricos, é apresentado na Tabela 04, para um tempo de simulação igual a 24 horas, apresentando o comportamento do fluxo d'água na sub bacia estudada.

Tabela 04 – Resultado gerado a partir da simulação do cenário 03

Análise	Volume (m³)
Armazenamento Inicial do LID	210,00
Precipitação Total	22.920,00
Perda por Infiltração	2.510,00
Escoamento Superficial	19.250,00
Armazenamento Final	1.530,00
Erro de Continuidade (%)	-0,688

Cenário 03 – Simulação LID com a Técnica Jardins de Chuva

O segundo cenário apresenta uma outra proposta, que é a utilização de jardins de chuva no campo pertencente à Escola Municipal Rosa Palma Planas, conforme é ilustrada na Figura 06, apresentando uma área equivalente a 9.397,90m².



Figura 06: Aplicação de jardins de chuva para o campo da Escola Municipal Rosa Palma Planas.

A Tabela 05 apresenta os resultados gerados a partir da simulação do cenário 04, com um tempo de simulação igual ao do cenário 02.

Tabela 05 – Resultados obtidos a partir da simulação do cenário 04

Análise	Volume (m³)
Armazenamento Inicial do LID	1.410,00
Precipitação Total	21.520,00
Perda por Infiltração	890,00
Escoamento Superficial	19.480,00
Armazenamento Final	2.730,00
Erro de Continuidade (%)	-0,702

Cenário 04 – Simulação LID com as Técnicas utilizadas nos Cenários 02 e 03 simultaneamente

Para a elaboração do quarto cenário, utiliza-se das técnicas presentes nos cenários 03 e 04, ou seja, para a terceira simulação de alternativa LID houve o uso do pavimento poroso no parque de exposição e do jardim de chuva na escola, com o objetivo de avaliar o comportamento do escoamento superficial sobre a região urbanizada. A Figura 07 ilustra as técnicas aplicadas sobre a rede,



totalizando em uma área igual a soma das duas áreas aplicadas nos cenários anteriores, sendo assim, resultando na área de 94.753,00m².



Figura 07: Utilização das duas técnicas compensatórias – pavimento poroso e jardim de chuva – na rede de drenagem urbana.

A Tabela 06 apresenta os resultados da simulação da utilização das duas técnicas compensatórias presentes na rede de drenagem.

Tabela 06 – Resultados obtidos a partir da simulação com a utilização das duas técnicas compensatórias

Análise	Volume (m ³)
Armazenamento Inicial do LID	1.620,00
Precipitação Total	22.920,00
Perda por Infiltração	2.510,00
Escoamento Superficial	19.070,00
Armazenamento Final	3.130,00
Erro de Continuidade (%)	-0,645

Analisando os resultados obtidos nas Tabelas 04, 05 e 06, é notável que as técnicas LID influenciam para a diminuição do escoamento superficial, já que uma parcela da água precipitada



infiltra no solo, contribuindo para a diminuição da vazão d'água que chega nas tubulações e reduzindo no volume de alagamento na região estudada. Entretanto, devido à grande área da sub-bacia, a contribuição do pavimento poroso e do jardim de chuva ainda não são suficientes para eliminar os alagamentos frequentes na rede do cruzamento entre as avenidas Guaiapó e Palmares.

Diante desses resultados, é possível adotar outros tipos de técnicas compensatórias no trecho ou a combinação de outras técnicas, porém, deve-se atentar com o espaço físico e os recursos financeiros despendidos para essas possíveis soluções.

| CONCLUSÃO |

Com os resultados obtidos no presente trabalho, conclui-se que a rede de drenagem urbana para o cruzamento estudado está subdimensionada e que é necessário o aumento dos diâmetros das tubulações, com o intuito de drenar toda a vazão proveniente da sub-bacia. Entretanto, a solução do redimensionamento não é viável devido ao custo elevado nas trocas das tubulações, não apenas o preço do custo das tubulações maiores, mas também os custos da mão de obra, encargos sociais, escavação, assentamento de tubulações com os diâmetros redimensionados, que podem necessitar de içamento, com aluguel de equipamentos, entre outros custos.

Diante dessa situação, uma solução é a utilização de técnicas compensatórias do *Low Impact Development* nas redes de drenagem urbana. Os resultados apontaram que o uso dessas técnicas se mostrou efetiva para a redução do volume de água no escoamento superficial, consequentemente, reduzindo no volume de água que chega nas tubulações. Contudo, diante dos resultados positivos em relação à redução no volume de água na sub-bacia, a simulação demonstrou que há um grande volume de água sendo escoado superficialmente. Isso se deve ao fato pela grande área de contribuição que a sub-bacia apresenta para o volume de entrada de água nas tubulações. Sendo assim, é necessária a pesquisa com outras alternativas das técnicas LID.

Vale ressaltar que, a partir desse trabalho, é possível notar a complexidade para a simulação hidráulica no programa *SewerGEMS®*. Isso se deve ao fato que nos modelos de cálculo há uma grande quantidade de variáveis, dificultando no entendimento na realização das simulações dos cenários, e em alguns casos, podendo até prejudicar os resultados ou não apresentando o resultado conforme a realidade.

Sugere-se, para futuras pesquisas que envolvem a temática, a realização de simulações com cenários de outras aplicações das técnicas compensatórias, a fim de obter outras combinações de estratégias com o intuito de obter os melhores resultados para a região. Além disso, uma outra



sugestão é o estudo dos custos e orçamento, objetivando na avaliação da viabilidade da aplicação das soluções estudadas e propostas.

Por fim, é possível concluir que os objetivos propostos no presente trabalho foram alcançados, resultando na elaboração de cenário da situação atual da rede de drenagem urbana das avenidas Guaiapó e dos Palmares e cenários com a aplicação das técnicas LID, além da realização de simulações e obtendo resultados que servirão como base de orientação para a gestão municipal urbana.

Agradecimentos

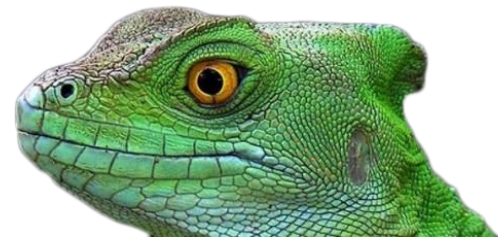
Os Autores agradecem à Universidade Estadual de Maringá pela oportunidade de ter participado do Projeto de Iniciação Científica e ao Prof. Msc. Alexandre Hitoshi Ito pela prestatividade e informações concedidas sobre o uso do *software SewerGEMS®*.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- American Society of Civil Engineering; 1969. Design and Construction of sanitary and storm sewers. Manuals and Reports of Engineering Practice, n. 37, New York.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas; 1986. NBR 9649: Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro.
- Baek, S. S.; Choi, D. H.; Jung, J. W.; Lee, H.; Yoon, K. S.; Cho K. H.; 2015. Optimizing low impact development (LID) for stormwater runoff treatment in urban area, Korea: Experimental and modeling approach. *Water Research*, v. 86, pp. 122-131.
- Bai, Y.; Li, Y.; Zhang, R.; Zhao, N.; Zeng, X.; 2019. Comprehensive Performance Evaluation System Based on Environmental and Economic Benefits for Optimal Allocation of LID Facilities. *Water*, v. 11, n. 2, pp. 341-354.
- Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo; 2005. Guia prático para projetos de pequenas obras hidráulicas. Secretaria de Estado de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento, São Paulo.
- Eckart, K.; Mcphee, Z.; Bolisetti, T.; 2017. Performance and implementation of low impact development – A review. *Science of the Total Environment*, v. 607-608, pp. 413-432.
- Eckart, K.; Mcphee, Z.; Bolisetti, T.; 2018. Multiobjective optimization of low impact development stormwater controls. *Journal of Hydrology*, v. 562, pp. 564-576.
- Foomani, M. S.; Malekmohammadi, B.; 2019. Site selection of sustainable urban drainage systems using fuzzy logic and multi-criteria decision-making. *Water and Environmental Journal*, v. 0, pp. 1-16.
- Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica; 1999. Diretrizes básicas para projetos de drenagem urbana no município de São Paulo. Prefeitura do Município de São Paulo, São Paulo.



- Garcia, C.; Jabur, A. S.; Okawa, C. M. P.; Ildefonso, J. S.; 2015. Avaliação da drenagem urbana no entorno do Parque Florestal dos Pioneiros. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 19, pp. 3-9.
- Gonçalves, A. M. B.; Roveri, S. D.; Orioli, M. A.; Jabur, A. S.; Okawa, C. M. P.; 2015. Diagnóstico da rede de drenagem urbana de uma sub-bacia do córrego Osório, Maringá – PR. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 19, pp. 59-66.
- Hoang, L.; Fenner, R. A.; 2016. System interactions of stormwater management using sustainable urban drainage systems and green infrastructure. *Urban Water Journal*, v. 13, n. 7, pp. 739-758.
- Information about EPASWMM5 and the SWMM5 Features in Innovyze Products InfoSWMM, ICM, ICM_SWMM and XPSWMM; 2016. LID Rain Garden Control in #SWMM5 and #InfoSWMM for InfoSWMM Sustain. Disponível em: < <https://swmm5.org/2016/09/05/lid-rain-garden-control-in-swmm5-and-infoswmm-for-infoswmm-sustain/>>. Acesso em: 24 mar. 2020.
- Johnson, D.; Geisendorf, S.; 2019. Are Neighborhood-level SUDS Worth it? An Assessment of the Economic Value of Sustainable Urban Drainage System Scenarios Using Cost-Benefit Analyses. *Ecological Economics*, v. 158, pp. 194-205.
- Lähde, E.; Khadka, A.; Tahvonen, O.; Kokkonen, T.; 2019. Can We Really Have It All? – Designing Multifunctionality with Sustainable Urban Drainage System Elements. *Sustainability*, v. 11, pp. 1-20.
- Mguni, P.; Herslund, L.; Jensen, M. B.; 2016. Sustainable urban drainage systems: examining the potential for green infrastructure-based stormwater management for Sub-Saharan cities. *Natural Hazards*, v. 82, pp. 241-257.
- Órgão Oficial do Município de Maringá; 2009. Lei Complementar nº 766. Maringá.
- Palanisamy, B.; Chui, T. F. M.; 2015. Rehabilitation of concrete canal in urban catchments using low impact development techniques. *Journal of Hydrology*, v. 523, pp. 309-319.
- Palla, A.; Gnecco, I.; 2015. Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale. *Journal of Hydrology*, v. 528, pp. 361-368.
- Rizzo, A.; Bresciani, R.; Mais, F.; Boano, F.; Revelli, R.; Ridolfi, I.; 2018. Flood reduction as na ecosystem servisse of constructed wetlands for combined sewer overflow. *Journal of Hydrology*, v. 560, pp. 150-159.
- Souza, J. M. D.; Zamuner, L. D.; 2016. Análise da rede de drenagem urbana instalada na face norte do Bosque II, em Maringá, Paraná. *Revista Uningá*, v. 27, n. 1, pp. 19-26.
- Tedoldi, D.; Chebbo, G.; Pierlot, D.; Kovacs, Y.; Gromaire, M. C.; 2016. Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: A literature review. *Science of the Total Environment*, v. 569-570, pp. 904-926.
- Tucci, C. E. M.; 2004. Hidrologia ciência e aplicação. UFRGS/ABRH, 3 ed., Porto Alegre.
- Valle, R. A. D.; Pompeu, C. R.; Ricciardi, R. L. G. F.; Okawa, C. M. P.; Martins, D. D. N.; Paredes, E. A.; 2016. Uso e ocupação do solo na microbacia do Ribeirão Maringá – Maringá/PR: Análise da expansão urbana por meio do SIG. *Revista Tecnológica*, v. 25, n. 1, pp. 47-56.
- Wang, S.; Wang, H.; 2018. Extending the Rational Method for assessing and developing sustainable urban drainage systems. *Water Research*, v. 144, pp. 112-125.
- Wilken, P. S.; 1978. Engenharia de drenagem superficial. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo.



- Xu, T.; Engel, B. A.; Shi, X.; Leng, L.; Jia, H.; Yu, S. L.; Liu, Y.; 2018. Marginal-cost-based greedy strategy (MCGS): Fast and reliable optimization of low impact development (LID) layout. *Science of the Total Environment*, v. 640, pp. 570-580.
- Yang, Y.; Chui, T. F. M.; 2018. Integrated hydro-environmental impact assessment and alternative selection of low impact development practices in small urban catchments. *Journal of Environmental Management*, v. 223, pp. 324-337.
- Zanandrea, F.; Silveira, A. L. L. D.; 2018. Effects of LID Implementation on Hydrological Processes in an Urban Catchment under Consolidation in Brazil. *Journal of Environmental Engineering*, v. 144, n. 9, pp. 1-9.
- Zanandrea, F.; Silveira, A. L. L. D.; 2019. Uso de técnicas de low impact development no controle de impactos hidrológicos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 6, pp. 1195-1208.
- Zhang, S.; Guo, Y.; 2014. SWMM Simulation of the Storm Water Volume Control Performance of Permeable Pavement Systems. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 20, n. 4, pp. 1-5.
- Zhou, Q.; 2014. A Review of Sustainable Urban Drainage Systems Considering the Climate Change and Urbanization Impacts. *Water*, v. 6, pp. 976-992.



POLUIÇÃO HÍDRICA EM RONDÔNIA: UM ESTUDO BIBLIOMÉTRICO

| ID 14866 |

¹Débora da Cruz Barbosa, ²Fernanda Bay Hurtado, ³Maressa Floriano Camargo, ⁴Misley Alzília da Silva Estevão

1 Universidade Federal de Rondônia, e-mail: deboraunir@gmail.com; 2 Universidade Federal de Rondônia, e-mail: fernandabay@unir.br; 3 Universidade Federal de Rondônia, e-mail: maressaflorianocamargo@gmail.com; 4 Universidade federal de Rondônia, e-mail: misley_estevao@hotmail.com

| RESUMO |

Os recursos hídricos, são recursos naturais e limitados tendo a sua dinâmica explicada pelo ciclo hidrológico. A diversificação no uso da água quando realizada de forma inadequada, provoca alterações na qualidade da mesma, comprometendo os recursos hídricos e por consequência seus usos para os diversos fins. O presente estudo tem como objetivo explicar sobre as principais tendências científicas das publicações referentes a temática Poluição Hídrica em Rondônia através do uso da bibliometria. A pesquisa aqui apresentada é de carácter descritivo-exploratório apresentando uma abordagem quali-quantitativa. Inicialmente selecionou-se para análise de dados 8 (oito) artigos, 6 (seis) trabalhos de conclusão de curso e 2 dissertações, publicados no período de 2004 a 2017, totalizando deste modo, 16 (dezesesseis) estudos que serviram para elaboração dos resultados. As medidas preventivas a serem tomadas mais citadas pelos autores variou conforme o objetivo dos artigos, no entanto, a mais mencionada foi o tratamento adequado da água para consumo humano. Os artigos selecionados analisaram águas superficiais e as águas subterrâneas do estado de Rondônia, todavia, as águas superficiais foram mais analisadas. Os principais estudos ainda limitam-se em sua grande maioria a águas superficiais em áreas urbanas, deixando uma grande lacuna em áreas rurais e municípios remotos, o que prejudica o monitoramento da qualidade da água e uma gestão eficiente em todo estado.

Palavras-chave: Amazônia ocidental; Avaliação da qualidade da água; Gestão de Recursos Hídricos em Rondônia.

| INTRODUÇÃO |

Os recursos hídricos, são recursos naturais e limitados tendo a sua dinâmica explicada pelo ciclo hidrológico. Em uma esfera regional é possível observar essas etapas do ciclo hidrológico, bem como as alterações apresentadas na bacia hidrográfica. No contexto de poluição hídrica, devemos sempre nos atentar ao acréscimo na produção de resíduos, devido ao gradativo crescimento



tecnológico, resíduos estes que precisam de tratamento especial, dependendo de sua classificação, deve-se dar atenção ao seu acondicionamento, transporte e destinação final (BARBOSA, 2015).

O uso dos recursos hídricos pela humanidade busca atender as demandas pessoais, atividades econômicas (agrícolas e industriais) e sociais. Porém, essa diversificação no uso da água, quando realizada de forma inadequada, provoca alterações na qualidade da mesma comprometendo os recursos hídricos e por consequência seus usos para os diversos fins. A qualidade da água é aspecto indispensável, quando se trata dos seus principais usos, em especial, para fins como o abastecimento humano. Este uso tem sofrido restrições significativas em função de prejuízos nos rios provenientes das ações naturais e antrópicas, as quais alteram os aspectos de qualidade e quantidade de água disponível para o uso humano (DE SOUZA *et al.*, 2014).

A Bacia Amazônica tem como potenciais poluidores, que afetam diretamente a qualidade das águas, os esgotos domésticos, os resíduos sólidos urbanos, as atividades industriais, as atividades de mineração, o desmatamento, o manejo impróprio do solo, etc. (ANA, 2012).

Segundo Barbosa (2015) políticas públicas focadas na gestão dos recursos hídricos e de bacias hidrográficas no âmbito nacional vem conquistando um crescimento significativo. No entanto, quando observamos as esferas regionais, notamos que existem muitas condutas a serem introduzidas para implantação de Comitês de Bacias Hidrográficas e dos instrumentos de gestão hídrica.

No estado de Rondônia as Políticas Públicas voltadas a Gestão e Regulação de Recursos Hídricos iniciaram-se recentemente em comparação a outros estados, dificultando deste modo, o monitoramento da qualidade das águas nas bacias hidrográficas. É válido ressaltar, que somente nos últimos anos que antecedem a este estudo iniciaram-se as instalações dos primeiros comitês de bacias hidrográficas. Destarte, a presente pesquisa almeja descrever através de um estudo bibliométrico os principais aspectos relacionados aos estudos da Poluição Hídrica em Rondônia, a partir da análise de publicações neste segmento, com o objetivo de explanar sobre as principais tendências científicas das publicações referentes a temática com o uso da bibliometria.

| CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO |

Localização Geográfica

Rondônia está localizado na Região Norte do Brasil, na Amazônia Ocidental, sendo limitado ao norte, e nordeste com o estado do Amazonas; a leste e sudeste com o Mato Grosso; a oeste com a República da Bolívia e a noroeste com os estados do Acre e Amazonas. Sua posição geográfica está



definida pelas seguintes coordenadas: 7°5' e 13°45' de latitude sul e 66°47' e 59°55' de longitude oeste, abrangendo uma área de 243.044 Km². O Estado apresenta duas mesorregiões: Leste Rondoniense e Madeira-Guaporé (ANDRADE, 2005).

Hidrografia

O estado de Rondônia é formado por sete bacias hidrográficas (Abunã, Guaporé, Jamari, Machado, Madeira, Mamoré e Roosevelt), subdivididas em 42 sub-bacias com áreas de 2.005,0038 a 11.037,1047 km², que tem como principal atividade econômica a agropecuária (SEDAM, 2002).

| ASPECTOS METODOLÓGICOS |

A pesquisa aqui apresentada é de carácter descritivo-exploratório apresentando uma abordagem quali-quantitativa, e tem como prioridade a descrição e explanação de aspectos relacionados a Poluição Hídrica em Rondônia. Para sua elaboração realizou-se um levantamento bibliográfico entre os meses de outubro e novembro de 2019 utilizando-se o modelo sistemático de pesquisa na base de dados Google Acadêmico e *Scielo*, com limite de data compreendido entre 2000 e 2019. Para tanto, foram utilizados os termos de busca: Poluição Hídrica em Rondônia; Poluição aquática e Avaliação da qualidade da água em Rondônia, além disso consultou-se o acervo de trabalhos de conclusões de curso elaborados pelo Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Rondônia.

Inicialmente foram selecionados para análise de dados 8 (oito) artigos, 6 (seis) trabalhos de conclusão de curso e 2 (duas) dissertações, publicados no período de 2004 a 2017, totalizando deste modo, 16 (dezesesseis) estudos que serviram para elaboração dos resultados. Para elaboração da discussão argumentativa utilizou-se artigos adicionais, além da consulta ao Website oficial da Agência Nacional das Águas (ANA) e portarias do Ministério da Saúde. Na análise e explanação dos dados elaborou-se as informações que serviram para a base bibliométrica através do resumo dos atributos e da elaboração de gráficos na planilha eletrônica do software Microsoft Excel.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Para Oliveira (2013) o uso da bibliometria é um recurso muito importante na transmissão da produção científica, uma vez que sua finalidade é alcançada com o uso de uma técnica capaz de mensurar a influência de pesquisadores ou periódicos, possibilitando deste modo, estes alcançar um perfil e suas tendências, evidenciando assim áreas temáticas.

A presente pesquisa delimitou alguns parâmetros que se repetiam na maior parte dos estudos analisados, tais como, tipo de metodologia empregada, perfil das análises físico-químicas e microbiológicas, local de coleta (águas superficiais ou subterrâneas) entre outros, os resultados foram expressos em percentuais utilizando gráficos de barras e coluna para melhor compreensão. O primeiro aspecto explorado foi o número de publicações por ano, como observa-se no Gráfico 1.

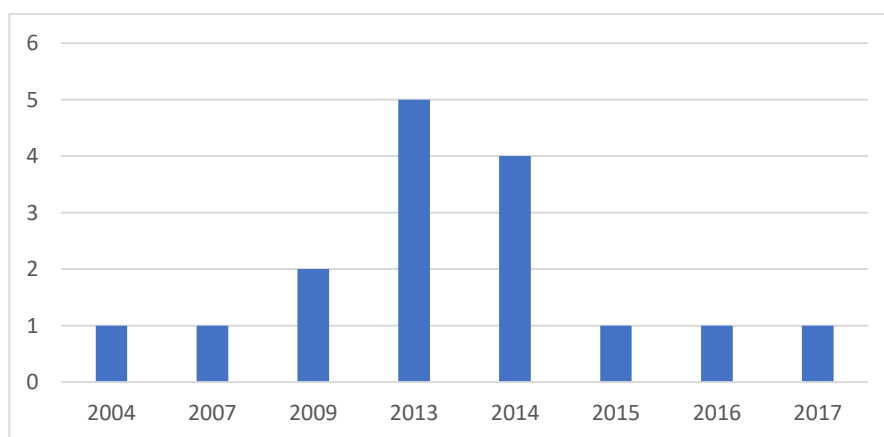


Gráfico 1: Publicações no período de 2004 à 2017.
Fonte: Organizado pelos autores.

Diante do gráfico 1, nota-se que 2013 e 2014 foram os anos em que mais houve publicações relacionadas a poluição hídrica em Rondônia.

Inicialmente, ainda na fase de escrita de um projeto de pesquisa, é fundamental ser feita a primeira classificação de um estudo científico para que se possa estabelecer diversas questões, como, por exemplo, a metodologia. Em relação à abordagem, as pesquisas científicas podem ser qualitativas ou quantitativas, ou ainda, agregar as duas classificações. A escolha dependerá da área, do objeto e dos objetivos. Este estudo analisou a prevalência quanto a abordagem de pesquisa do material selecionado, a classificação em percentual pode ser observada no Gráfico 2 a seguir.

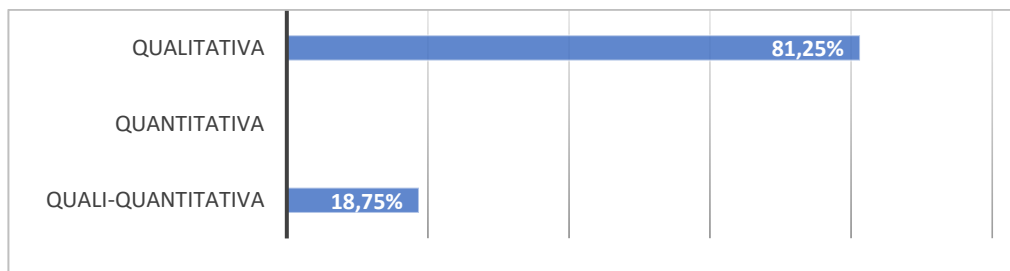


Gráfico 2: Metodologia utilizada quanto à abordagem do tema.
Fonte: Organizado pelos autores.

Conforme verificou-se no Gráfico 2, a pesquisa qualitativa foi a metodologia científica mais utilizada entre os pesquisadores. Segundo De Souza (2017) pesquisas qualitativas e quantitativas se complementam, porém apresentam caráter distinto, sendo que uma trata da relevância dos fenômenos, enquanto a outra, da sua intensidade. Uma procura o que se repete e pode ser tratado em sua homogeneidade, enquanto a outra, aborda as singularidades e os significados.

Deste modo, torna-se relevante observar o que foi citado por Kant (1980) em sua Matemática Transcendental, onde menciona-se que todo fenômeno possui magnitude, ou seja, aspectos que se repetem e podem ser contados (quantidade); e intensidade, aspectos que o tornam específico (qualidade). Diante deste pressuposto nota-se que não pode existir pesquisas inteiramente quantitativas, pois é necessário analisar qualitativamente os dados obtidos dentro dos estudos científicos, sendo abordadas também desta forma as pesquisas que envolvam estudos de qualidade da água.

Para averiguar a poluição hídrica em um dado local são utilizados parâmetros delineados por uma tendência científica, estes parâmetros são indicadores da qualidade da água e quando alcançam valores superiores aos estabelecidos caracterizam a água com algum grau de impureza (ANDRADE, 2005). São determinados diversos parâmetros para caracterizar a qualidade da água, sendo que estes possuem características físicas, químicas e biológicas. Os principais indicadores de qualidade da água utilizado nas pesquisas selecionadas foram os mostrados no Gráfico 3.

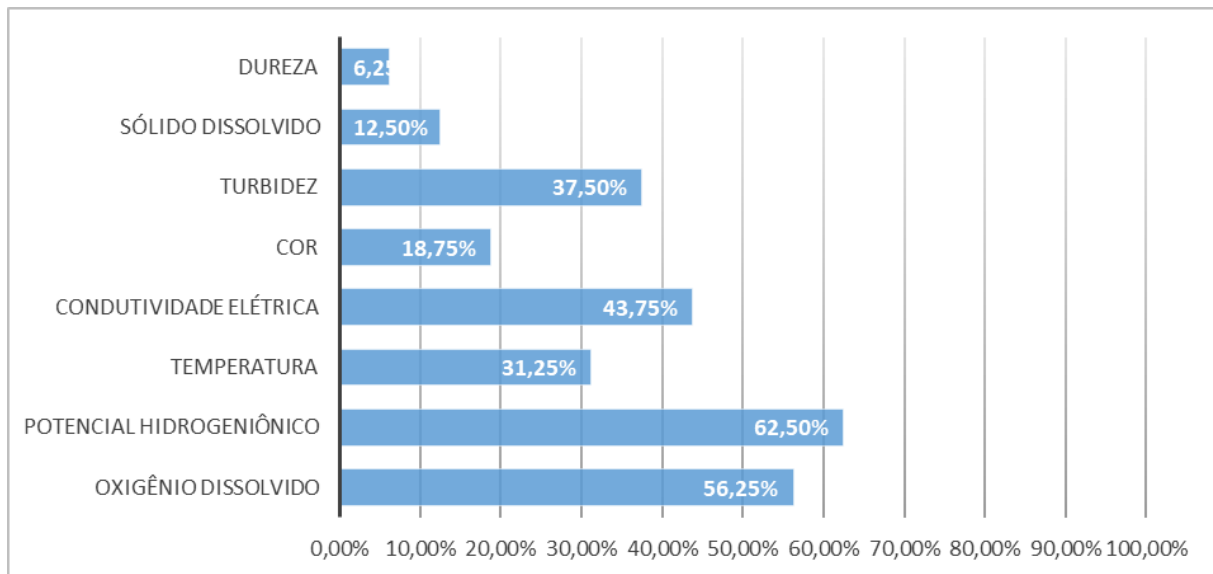


Gráfico 3: Frequência das propriedades físico-químicas analisadas.
Fonte: Organizado pelos autores.

Observa-se no Gráfico 3 as análises das propriedades físico-químicas mais utilizadas nos estudos, sobressaindo-se o pH e o Oxigênio Dissolvido (OD). Ressalta-se que estes parâmetros são os que mais atribuem peso no cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA), uma vez que tanto o Oxigênio Dissolvido como pH possuem relação direta com o processo de manutenção da vida aquática. Contribuindo para processos de respiração aeróbia, como é o caso do OD, quanto para a manutenção de um ambiente propício a realização de reações químicas essenciais à vida, como é o caso do pH (NOZAKI *et al.*, 2014)

Em seguida, realizou-se um levantamento analítico no que se refere a pesquisa de concentrações de metais, verificando-se que o Ferro (Fe) foi o mais quantificado conforme Gráfico 4. De acordo com Oliveira *et al.* (2014) quando se trata de potabilidade da água, o ferro é uma característica organoléptica, visto que este pode alterar sua coloração. De acordo com a Portaria MS nº 2.914/2011 a concentração média de ferro deve ser inferior a 2,4 mg/L (BRASIL, 2011).

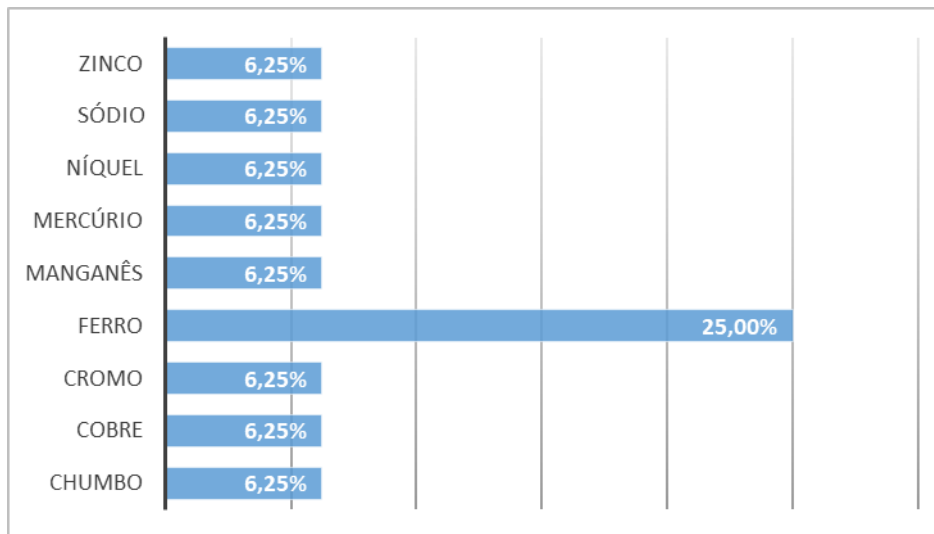


Gráfico 4: Frequência das concentrações de metais analisadas.

Fonte: Organizado pelos autores

Tais metais são pesquisados, pois a maior parte destes elementos afetam a qualidade da água, sendo classificados como poluentes inorgânicos, muitos destes são tóxicos quando absorvidos em altas concentrações. Esta condição pode ser observada no que foi descrito por Ribeiro *et al.* (2012) onde afirmam que determinados metais possuem uma estreita relação com a toxicidade em relação à saúde humana e a biota aquática, um exemplo claro é o Mercúrio (Hg) que possui a dinâmica de bioacumulação ao longo da cadeia alimentar, sendo os predadores os que apresentam as maiores concentrações deste elemento.

Em pequenas quantidades, alguns metais como o Ferro (Fe) e o Zinco (Zn) são nutrientes essenciais para uma vida saudável, no entanto, outros metais como o Mercúrio (Hg) em determinadas concentrações são danosos ao ambiente aquático e mesmo em baixas concentrações podem influenciar de forma irreversível os processos fisiológicos e bioquímicos, podendo causar lesões ou até mesmo a morte em animais, plantas e seres humanos (LEITE *et al.*, 2015).

Quando se trata da avaliação química da água, além dos elementos metálicos são empregados outros parâmetros que podem interferir em sua qualidade. Segundo Parron (2011) elementos e compostos presentes na água, tais como cálcio, magnésio, ferro e iodo são nutrientes essenciais no metabolismo celular, no entanto alguns destes elementos e compostos podem atribuir um sabor desagradável a água ou alterar sua coloração, como exemplo, temos o sódio que em combinação com o cloro resulta em um sabor salgado a água.

Cálcio e magnésio combinados com carbonatos, bicarbonatos e sulfatos formam precipitados que interfere em certos usos da água, que nestas condições é denominada de água dura (ANDRADE, 2005). Quando a água se torna dura, fica impedida de realizar a ação de limpeza e pode trazer



diversos prejuízos, principalmente econômicos. O Gráfico 5 traz os principais elementos e compostos químicos apresentados nos estudos avaliados.

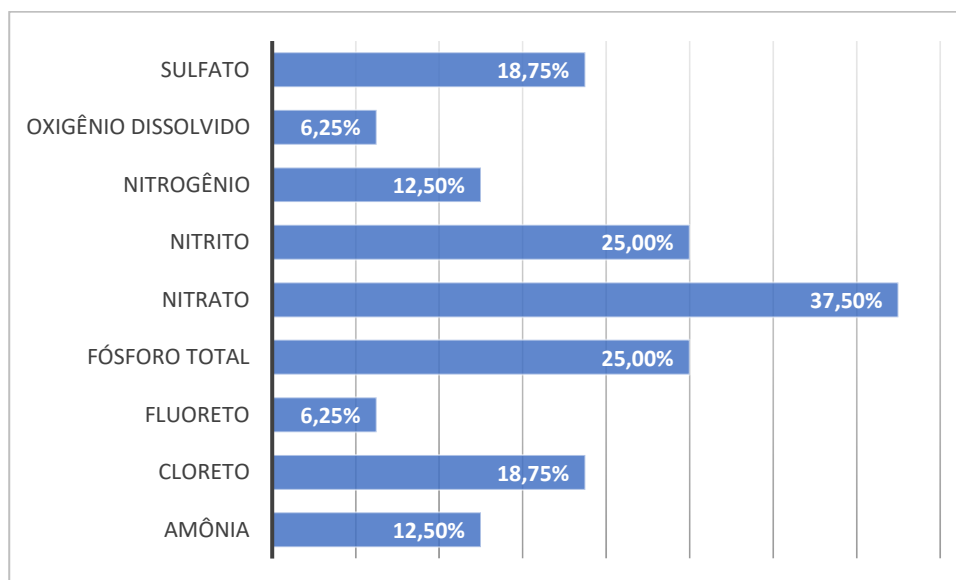


Gráfico 5. Frequência das propriedades químicas analisadas.
Fonte: Organizado pelos autores.

Observa-se no Gráfico 5 que foram analisadas diversas substâncias químicas para explorar a qualidade das águas em Rondônia, para cada pesquisa foram empregadas mais de um tipo de substância, sendo que estas variaram conforme o objetivo e necessidade particular do estudo.

De acordo com Milanez (2015), o nitrato pode ser encontrado comumente em águas subterrâneas em pequenas concentrações, no entanto, quando encontrado em aquíferos em altas concentrações pode-se correlacionar especialmente a resultância da ausência de redes de esgoto, como também, a descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal, sendo estes efluentes de indústrias químicas, siderúrgicas, farmacêuticas, alimentícias, frigoríficas e matadouros.

No que diz respeito aos indicadores microbiológicos de qualidade da água os Coliformes totais e Termotolerantes são os mais frequentes indicadores de contaminação fecal. No Gráfico 6 mostra-se o percentual em que estes indicadores foram utilizados nos estudos analisados.

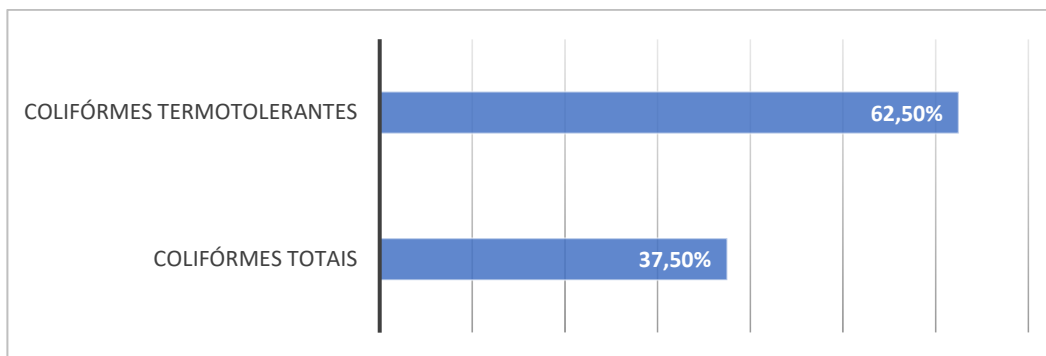


Gráfico 6: Frequência das propriedades bacteriológicas analisadas.
Fonte: Organizado pelos autores.

As análises de coliformes termotolerantes, em particular a *E. coli*, foi a mais empregada, segundo o Gráfico 6. De acordo com a Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde, a água é considerada potável quando ocorrer a ausência de coliformes totais, termotolerantes ou *Escherichia coli*, em 100 ml de amostra de água para consumo. Em adição, recomenda-se a inclusão de pesquisa de organismos patogênicos, objetivando assim atingir um padrão de ausência de microrganismos tais como, *Enterovírus*, cistos de *Giardia spp* e oocistos de *Cryptosporidium sp* (BRASIL, 2011).

A associação entre água contaminada e à falta de saneamento básico causa uma mortalidade anual de cerca de 1,6 milhões de pessoas no mundo. Nem sempre a ausência da potabilidade da água é perceptível à visão ou olfato, tornando-se necessária uma análise laboratorial para detectá-la (YAMAGUCHI, 2013).

Na análise da contaminação das águas superficiais, subsuperficiais e subterrâneas por fontes difusas, estão implicadas as propriedades dos agentes poluidor e as variáveis ambientais, tais como tipos de solo, declividade e o clima da bacia hidrográfica, o tipo de manancial a ser pesquisado depende do objetivo do estudo, no Gráfico 7 observa-se a frequência que os diferentes tipos de mananciais foram estudados em Rondônia.

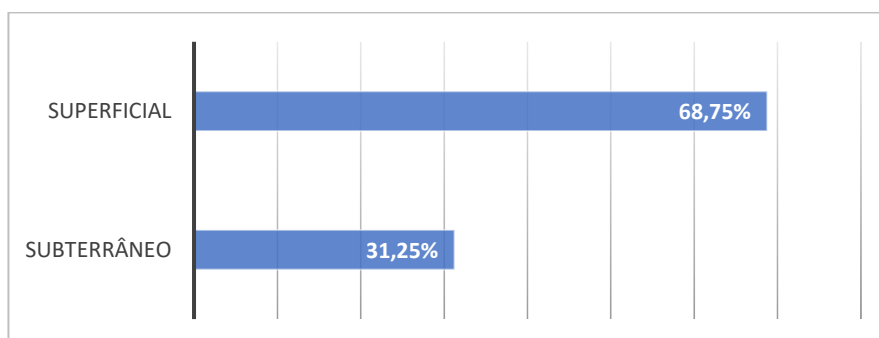


Gráfico 7: Análise dos artigos em águas Superficiais e Subterrâneas.
Fonte: Organizado pelos autores.



No o Gráfico 7, podemos observar que as publicações selecionadas analisaram tanto águas superficiais como também as águas subterrâneas do estado de Rondônia, todavia, as águas superficiais foram as mais analisadas. De acordo com Muniz (2013) os corpos d'água superficiais são os principais fornecedores de água para a população e para a agricultura, sendo desta forma de suma importância identificar e prevenir as principais fontes de poluição, bem como obter dados para efetiva gestão dos mananciais.

Nas civilizações antigas, a solução para o problema de contaminação da água era simplesmente deslocar as comunidades para outros locais, ou seja, as populações se transferiam para locais onde os mananciais apresentavam boas condições de uso da água. Todavia, nos dias atuais esta mudança tornou-se inviável. Desta forma, a tomada de medidas preventivas de combate à poluição dos recursos hídricos é elemento chave para garantir os usos múltiplos da água. O Gráfico 8 estabelece as principais medidas preventivas citadas nos estudos.

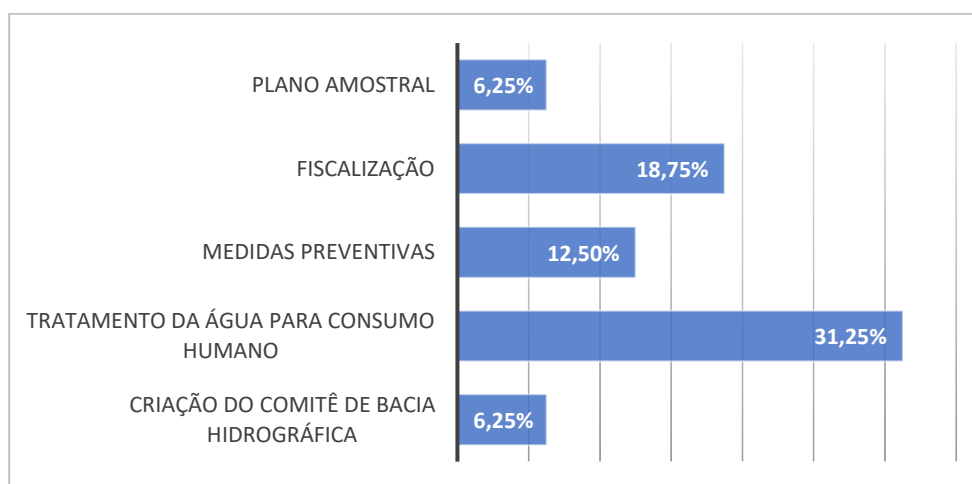


Gráfico 8: Medidas preventivas a serem tomadas
Fonte: Organizado pelos autores.

As medidas preventivas a serem tomadas citadas pelos autores variaram conforme o objetivo dos trabalhos, no entanto, a mais mencionada foi o tratamento adequado da água para consumo humano, corroborando desta forma, o déficit de saneamento básico na região.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Diante do exposto na presente pesquisa, percebe-se que o estado de Rondônia ainda sofre com baixo índice de publicação no que tange a gestão de recursos hídricos e a qualidade da água, embora



os números de publicações tenham aumentando nos últimos anos através de publicações oriundas de programas de graduação e pós-graduação em Instituições Federais, essas tendem a ser realizadas em sua grande maioria próximas aos grandes centros urbanos do estado, particularmente Porto Velho e Ji-Paraná.

Compreende-se que o estado de Rondônia ainda necessita de mais estudos que avaliem a qualidade da água em todas suas bacias hidrográficas, os principais estudos limitam-se em sua grande maioria a águas superficiais em áreas urbanas, deixando uma grande lacuna em áreas rurais e municípios remotos, o que prejudica o monitoramento da qualidade da água e uma gestão eficiente em todo estado.

Agradecimentos

A Agência Nacional das Águas (ANA), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR) ao Instituto Federal de Rondônia (IFRO) e sobretudo ao Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) pelo apoio técnico e financeiro prestado até o momento.

| REFERÊNCIAS |

- Ana; 2012. Panorama da Qualidade das Águas Superficiais do Brasil. Agência Nacional de Águas.
- Andrade, Emeleocípio Botelho de; 2005. A geopolítica da soja na Amazônia / editor técnico, Emeleocípio Botelho de Andrade. – Belém: Embrapa Amazônia Oriental : Museu Paraense Emílio Goeldi.
- Ayres, G. A; 2004. Distribuição do Mercúrio das Águas Superficiais do Rio Madeira. Universidade Federal Fluminense.
- Barbosa, N. M;2015. Diagnóstico Ambiental dos Empreendimentos Potencialmente Poluidores e Análise do Teor de Óleos e Graxas na Microbacia do Igarapé Riachuelo em Ji-Paraná/RO. Universidade Federal de Rondônia.
- Brasil; 2011. Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Diário Oficial da União.
- Bezerra, R. F; 2014. A Qualidade da água do Igarapé Riachuelo em associação com índices fisiográficos e uso e ocupação de sua microbacia: Um apontamento para gestão dos Recursos Hídricos em Ji-Paraná-RO. Universidade Federal de Rondônia.
- Chaves, C. L; 2013. Avaliação das concentrações de metais pesados em áreas de deposição de lixos no município de Ji-Paraná-Rondônia. Universidade Federal de Rondônia.
- Cremonese, E. R;2014. Avaliação da qualidade das águas de poços localizados próximos as áreas de deposição de resíduos sólidos do município de Ji-Paraná-RO. Universidade Federal de Rondônia.
- Cruz, W. T; CASSIMIRO, C. D; PAES, G. F; ANDRADE, N. L. R; 2015. Vulnerabilidade Dos Aquíferos do Município De Cacoal-RO: Uma Aplicação do método God. XIV ENEE Amb, II Fórum Latino e I SBEA.



- De Souza Minayo, Maria Cecília; 2017. Amostragem e saturação em pesquisa qualitativa: consensos e controvérsias. *Revista Pesquisa Qualitativa*, v. 5, n. 7, pp. 1-12.
- Faustino, E; ZAN, R. A; MENEGUETTI, D. U. O; 2013. Avaliação da qualidade da água em poços rasos ou comuns da cidade de Ariquemes, Rondônia, Brasil. *Revista Científica da Faculdade de Educação e Meio Ambiente*, v. 4, n. 2, pp: 65-78.
- Ferreira, R. F; 2013. Avaliação da qualidade da água utilizada por produtores de polpa de fruta na região central de Rondônia. Universidade Federal de Rondônia.
- Kant, I; 1980. *Crítica da razão pura*. Coleção Os Pensadores, Editora Abril.
- Leite, Ana; Silva, Ricardo; Cunha, Elisabete; 2015. Aplicação de um caso prático de doenças profissionais: relevância médico-legal metais pesados e carcinogênese. *Arquivos de Medicina*, v. 29, n. 4, pp 93-97.
- Lima, M. L. A; 2007. Uso do geoprocessamento na qualidade de água superficial destinada ao abastecimento humano no Estado de Rondônia. *Anais I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico*, pp. 199-206.
- Martins, A. S; 2009. Avaliação das águas superficiais sob uso e ocupação na sub- bacia do rio Candeias/RO- Amazônia Ocidental. Universidade Federal de Rondônia.
- Milanez, Thaís Valéria et al; 2013. Nitrato e nitrito em água mineral envasada comercializada na cidade de São Paulo. *Bol Inst Adolfo Lutz*, v. 25. N.1, pp.12-14.
- Muniz, DH de F. et al.; 2013. Caracterização da qualidade da água superficial de três corpos hídricos rurais do Distrito Federal. *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*.
- Nunes, M. L. A; Souza, V. A. S; Marchetto, M; Rosa, A. L. D; Francenner, S. F; 2011. Evolução do Índice de qualidade da água do rio Urupá, Rondônia – Amazônia ocidental. *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*.
- Nozaki, Cássia Tiemi et al; 2014. Comportamento temporal do oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos. *Atas de Saúde Ambiental-ASA*, v. 2, n. 1, pp. 29-44.
- Oliveira, Adriana de Fátima Mendes et al; 2014. Teores de metais pesados em cambissolo irrigado com água residuária doméstica e água de poço. *Revista Ambiente & Água*, v. 9, n. 2, pp. 302-312.
- Oliveira, Sheila Cristina Macário et al; 2013. Bibliometria em artigos de contabilidade aplicada ao setor público. In: *Anais do Congresso Brasileiro de Custos-ABC*.
- Paiva, M. C; 2014. Análise da qualidade da água de um sistema de Piscicultura: Estudo de caso no município de Ji-Paraná -RO – Brasil. Universidade Federal de Rondônia.
- Parron, Lucilia Maria, H. de F. Muniz, and Claudia Mara Pereira: 2011. "Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água." *Embrapa Florestas-Documents (INFOTECA-E)*.
- Ribeiro, E. V.; Magalhães Junior, A. P.; Horn, A.H.; Trindade, W.M. Metais pesados e qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias E Pirapora - MG: Índice de contaminação. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Rodrigues, E. R. D; Holanda, I. B; Carvalho D. P; Bernadi, J. V. E; Manzatto, A. G; Bastos, W. R; 2014. Distribuição espacial da qualidade da água subterrânea na área urbana da cidade de Porto Velho-Rondônia. *Scientia Amazonia*, v.3, n.3, pp. 97-105.
- Sales, M. S.; Lacerda, M. C; 2017. Análise de coliformes totais e termotolerantes em água de poço de residências no município de Presidente Médici-RO. Universidade Federal de Rondônia.
- SEDAM. Secretaria Estadual de Desenvolvimento Ambiental: 2002. Atlas Ambiental.

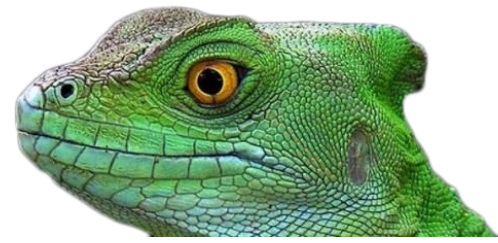


Souza, Juliana Rosa de et al. A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA, v. 8, n. 1.

Yamaguchi, M. U.; Cortez, L. E. R.; Ottoni, L. C. C.; Oyama, J; 2013. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em instituição de ensino de Maringá-PR. Revista: O mundo da saúde, v.8, n.1, pp. 312-320.

Zuffo, Catia Eliza; Abreu, Francisco de Assis Matos de; Cavalcante, Itabaraci Nazareno; Nascimento, Gerson Flôres; 2009. Águas subterrâneas em Rondônia: Análise Estatística de dados Hidroquímicos, Organolepticos e bacteriológicos. Revista do Instituto Geológico, v. 30 n.1, pp. 45-59.

Zuffo, C. E; Nascimento, G. F; Abreu, F. A. M; Cavalcante, I. N; 2013. Caracterização da Qualidade de Águas Superficiais em Rondônia. Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ v. 36, pp. 25-39.



AVALIAÇÃO AMBIENTAL INTEGRADA DE BACIA HIDROGRÁFICA PARA PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS: UMA SÍNTESE BIBLIOGRÁFICA.

| ID 14919 |

¹Bianca Oliveira Rocha, ²Alexandre Batista do Carmo, ³Denise Gallo Pizella

1UNESP, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Câmpus de Engenharia de Ilha Solteira, e-mail:bo.rocha.bor@gmail.com; 2UNESP, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Câmpus de Engenharia de Ilha Solteira, e-mail:alexandrecao.sjrp@gmail.com; 3UNESP, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Câmpus de Engenharia de Ilha Solteira, Departamento de Biologia e Zootecnia, e-mail:denise.gallo@unesp.br

| RESUMO |

Este trabalho é um referencial teórico sobre a Avaliação Ambiental Integrada (AAI) de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) no Brasil, já que é um instrumento de gestão ambiental não legalizado ou regulamento nacionalmente, porém difundido mundialmente. Alguns estados brasileiros já o utilizam, auxiliando no processo de Licenciamento Ambiental (LA) de empreendimentos hidrelétricos com o potencial de ocasionar impactos significativos ao meio, salientando os efeitos cumulativos e sinérgicos. A Avaliação de Impacto Ambiental-AIA é um dos instrumentos instituídos legalmente no Brasil para que se alcance os objetivos da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), Lei nº 6.938 de 1981, enquanto que o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) é um dos estudos ambientais presentes na AIA e também previsto na Constituição Federal de 1988, requerido no processo de Licenciamento Ambiental (LA) de empreendimentos com grande potencial de gerar impactos significativos ao meio. A Resolução CONAMA 01/1986, apresenta uma lista de atividades que são necessárias à apresentação do EIA para a deliberação acerca da viabilidade ambiental do empreendimento. Dentre os empreendimentos listados, encontra-se os barramentos de rios com o objetivo de geração de energia hidrelétrica com potencial de geração acima de 10MW. Já para as Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) com potencial de geração de energia abaixo deste supracitado, se faz necessário a apresentação de um Relatório Ambiental Simplificado (RAS) para o órgão ambiental licenciador. Com a elaboração de estudos mais simplificados, há diminuição do prazo de emissão da licença ambiental de algumas PCHs, o que ocorreu por conta da necessidade de produção de energia elétrica para contornar a grave crise energética que assolava todo o país em 2001. Apesar de pequenos empreendimentos, as PCHs geram impactos significativos no meio, considerando que alguns desses impactos são de natureza cumulativa e sinérgica provenientes de conjuntos hidrelétricos em uma determinada região. Esses tipos de impactos significativos muitas vezes não são considerados nos EIAs e seus respectivos RIMAs, e essa lacuna caracteriza a ineficiência da AIA e conseqüentemente no LA no país. Inserir os efeitos cumulativos e sinérgicos como critério nas tomadas de decisões de empreendimentos hidrelétricos é deixar de limitar a análise aos impactos já conhecidos do setor e verificados na bacia hidrográfica. A partir desses resultados, pode-se concluir que, embora existam os dispositivos legais com as exigências ambientais, ainda sim os impactos cumulativos e sinérgicos ocorrem e não são considerados nas tomadas de decisão. No caso específico das PCHs, durante o seu processo de implantação, principalmente quando analisada em conjunto, apresentam impactos diretos sobre a biodiversidade, as populações ribeirinhas e a economia de regiões onde estão instaladas. A partir dessa limitação, estudam-se estratégias para que se alcance o desenvolvimento sustentável nas legislações vigentes



e, deste modo, a Avaliação Ambiental Integrada (AAI) busca preencher esta necessidade com a análise dos potenciais impactos cumulativos e sinérgicos de bacias hidrográficas, podendo ser utilizada tanto em âmbito de projeto (como em estudos para se analisar a viabilidade ambiental de determinados empreendimentos) ou em planejamento estratégico, visando a diminuição de ocorrência de impactos no meio (criação de Políticas, Planos e Programas governamentais).

Palavras-chave: Análise de Impactos; Barramentos de Rios; Efeitos Cumulativos e Sinérgicos.

| INTRODUÇÃO |

De acordo com Sánchez (2013), a Avaliação de Impacto Ambiental-AIA é um instrumento instituído legalmente no Brasil para que se alcance os objetivos da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), Lei nº 6.938 de 1981. É por meio da AIA que se busca retratar o contexto atual do ambiente, tanto nos âmbitos social, econômico ou ambiental, para analisar como será o contexto futuro desse local, com ou sem o empreendimento em questão.

O autor justifica a realização da AIA durante a elaboração do Estudo de Impacto Ambiental (EIA), um estudo ambiental presente na AIA e também previsto na Constituição Federal de 1988, que é o documento requerido no processo de Licenciamento Ambiental (LA) de empreendimentos com grande potencial de gerar impactos significativos ao meio. A legislação brasileira estabelece a necessidade de realização ou não de estudos ambientais simplificados para empreendimentos em que seus impactos são considerados pouco significativos, como o Relatório Ambiental Simplificado (RAS), pela CONAMA 279 de 2001, enquanto que estudos mais completos como o EIA e seu respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) se restringe a empreendimentos com graus maiores de comprometimento socioambiental (SÁNCHEZ, 2013).

A Resolução CONAMA 01/1986, em específico no artigo 2º, apresenta uma lista de atividades em que são necessárias a realização do EIA para a deliberação acerca da viabilidade ambiental do empreendimento. Dentre os empreendimentos listados, encontra-se os barramentos de rios com o objetivo de geração de energia hidrelétrica com potencial de geração acima de 10MW. Para as Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) com potencial de geração de energia abaixo deste, se faz necessária a apresentação de um RAS para o órgão ambiental licenciador. Com a elaboração de estudos mais simplificados, há diminuição do prazo de emissão da licença ambiental para 60 dias (CONAMA 279/01, art 6º), esta flexibilização do licenciamento ambiental é decorrente da necessidade de produção de energia elétrica para contornar a grave crise energética que assolou todo o país em 2001, com racionamentos de energia sofridos por toda a população, além de falta de acesso à energia em várias regiões rurais do Brasil (ANEEL, 2015).



Dessa forma, o governo federal criou estratégias para superar a crise e a primeira delas foi criar em 2002 o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas (Proinfa), com o intuito de aumentar a produção energética também por PCHs, já que grandes aproveitamentos hidrelétricos apresentam impactos muito significativos em comparação a estes empreendimentos de maior porte, principalmente por conta: do desvio que sofre o curso d'água com a construção do barramento; a formação de grandes reservatórios para controlar a geração de energia e as mudanças abruptas das características ambientais do local em relação as questões sociais, econômicas e ambientais (CUSTÓDIO; RODRIGUES, 2019).

Gallardo et al (2017) lembram que apesar de grande parte da energia elétrica produzida no Brasil ser de origem hídrica, ainda há cursos d'água com um grande potencial hidrelétrico. Porém, os autores ressaltam que apesar de pequenos empreendimentos, as PCHs geram impactos significativos no meio, considerando que grande parte desses impactos são de natureza cumulativa e sinérgica provenientes de conjuntos hidrelétricos em uma determinada região. Sánchez (2013) destaca que esses tipos de impactos significativos muitas vezes não são considerados nos EIAs e em seus respectivos RIMAS, e essa lacuna caracteriza um dos aspectos que ocasionam a ineficiência da AIA e a aplicabilidade das leis ambientais no país.

A partir dessa limitação e tendo em vista que muitos pesquisadores estudam estratégias para que se alcance o desenvolvimento sustentável nas legislações vigentes, a Avaliação Ambiental Integrada (AAI) busca preencher esta necessidade com a análise dos potenciais impactos cumulativos e sinérgicos em bacias hidrográficas, podendo ser utilizada tanto em âmbito de projeto (como em estudos para se analisar a viabilidade ambiental de determinados empreendimentos) ou em planejamento estratégico visando a diminuição de ocorrência de impactos no meio (criação de Políticas, Planos e Programas governamentais) (Athayde et al, 2019).

Apesar de avaliar os impactos cumulativos e sinérgicos de bacias hidrográficas, a AAI, não está formalizada nacionalmente como instrumento da legislação ambiental, sendo que apenas alguns estados utilizam esta ferramenta no processo de licenciamento de alguns tipos de empreendimentos, como as usinas de geração de energia por potencial hídrico. Este fato limita a abrangência funcional desta ferramenta, pois além de não considerar todos os empreendimentos da região em análise, esta não é obrigatória no processo de LA e não é utilizada para auxiliar na elaboração do EIA/RIMA de projetos e nem no planejamento ambiental brasileiro, deixando de proporcionar alternativas estratégicas de desenvolvimento socioeconômico (Athayde et al, 2019).



| MATERIAL E MÉTODOS |

Este trabalho é um referencial teórico sobre a Avaliação Ambiental Integrada de Pequenas Centrais Hidrelétricas no Brasil. A pesquisa apresenta dados secundários a partir da literatura científica e de documentos produzidos por órgãos governamentais disponíveis na rede mundial de computadores.

De acordo com Sánchez (2013) a Avaliação de Impacto Ambiental-AIA é um instrumento instituído legalmente no Brasil para que se alcance os objetivos da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), Lei nº 6.938 de 1981. É por meio da AIA que se busca retratar o contexto atual do ambiente, tanto nos âmbitos social, econômico ou ambiental, para analisar como será o contexto futuro desse local, com ou sem o empreendimento em questão.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A degradação ambiental tem provocado um altíssimo grau de incerteza não só pelo ritmo, mas também pelo descontrole, pela diversidade e pelas proporções dos impactos no planeta como um todo (OLIVEIRA; MONTAÑO; SOUZA, 2009).

Para Silva (2010) esse desequilíbrio entre o avanço tecnológico decorrente do desenvolvimento econômico e a proteção ambiental podem ser melhorados com a adoção do princípio do *desenvolvimento sustentável*. Goodland (2000) corrobora que desenvolvimento sustentável acontece quando o desenvolvimento econômico ocorre de forma a não exceder a capacidade de suporte do meio ambiente, visando não somente o presente, mas sim as próximas gerações. Esse aparente conflito faz com que as diversas administrações busquem políticas adequadas à sua realidade, visando sempre a redução e minimização dos efeitos negativos do desenvolvimento econômico, ou impactos ambientais negativos, sobre o meio socioambiental (SILVA, 2010).

De acordo com a Resolução CONAMA 01/86, é considerado impacto ambiental:

[...] qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população;

II - as atividades sociais e econômicas;

III - a biota;



*IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
V - a qualidade dos recursos ambientais”*

(CONAMA 01/86, art 1º)

A Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) é um instrumento da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) que tem por objetivo, de acordo com Sánchez (2013), compreender, evitar ou minimizar a possível ocorrência de impactos ambientais de empreendimentos impactantes. Dessa forma a AIA é “[...] um conjunto de procedimentos concatenados de maneira lógica, com a finalidade de analisar a viabilidade ambiental de projetos e fundamentar uma decisão a respeito” (SÁNCHEZ, 2013, p. 102). Verocai (1997) define de forma detalhada a AIA, como sendo:

[...] um conjunto de procedimentos capaz de assegurar, desde o início do processo, que se faça um exame sistemático dos impactos ambientais de uma proposta (projeto, programa, plano ou política) e de suas alternativas, e que os resultados sejam apresentados de forma adequada ao público e aos responsáveis pela tomada de decisão, e por eles considerados. Além disso, os procedimentos devem garantir a adoção das medidas de proteção do meio ambiente determinadas, no caso de decisão sobre a implantação do projeto. (VEROCAI, 1997.p.35)

Caldwell (1998) ressalta que, com a criação da Avaliação de Impacto Ambiental pela lei NEPA (National Environmental Policy Act), em 1969 nos EUA, disseminou-se amplamente a ideia de causa-efeito. Esta lei determina a obrigatoriedade do emprego deste instrumento para qualquer ação que provoque dano ambiental em todo país. Assim, o artigo 102 do NEPA prevê:

Utilizar uma abordagem sistemática e interdisciplinar que assegurará o uso integrado das ciências naturais e sociais e das artes de planejamento ambiental nas tomadas de decisão que possam ter um impacto sobre o ambiente humano;

Identificar e desenvolver métodos e procedimentos, em consulta com o Conselho de Qualidade Ambiental estabelecido pelo Título II desta lei, que assegurarão que os valores (amenites) ambientais presentemente não qualificados serão levados adequadamente em consideração na tomada de decisões, ao lado de considerações técnicas e econômicas;

Incluir, em qualquer recomendação ou relatório sobre propostas de legislação e outros importantes (major) ações federais que afetem significativamente a qualidade do ambiente humano, uma declaração (statement) detalhada do funcionário responsável sobre:

O impacto da ação proposta,



Os efeitos ambientais adversos que não puderem ser evitados caso a proposta seja implementada,

Alternativas à ação proposta,

A relação entre os usos locais e de curto prazo do ambiente humano e a manutenção e melhoria da produtividade a longo prazo, e

Qualquer comprometimento irreversível e irrecuperável de recursos que seriam envolvidos se a ação proposta fosse implementada.

(NEPA, 1969, art 102)

De acordo com Goodland (2000) as pressões feitas por ONGs frente aos impactos causados pelas obras financiadas pelo Banco Mundial, fez com que os EUA iniciassem a Avaliação de Impactos, barrando projetos por questões ambientais. O autor relata que o Congresso dos Estados Unidos alertou o Banco em relação a maneira de lidar com assuntos ambientais. Em relação às providencias tomadas pelo Banco Mundial, Goodland (2000) destaca que, em 1984, foi determinado a implementação da AIA para projetos que poderiam trazer danos ao meio, com a avaliação dos impactos do empreendimento realizada na etapa de sua elaboração, contudo, as conclusões destes estudos eram apresentadas apenas após sua instalação e não de forma prévia.

Conforme Sánchez (2013), o implemento da AIA na Europa ocorreu anos depois, com a Diretiva 337/85, na qual determina-se a implementação obrigatória dos processos da AIA para empreendimentos potencialmente impactantes para todos os países integrantes da Comunidade Econômica Europeia, atualmente União Européia. “[...] Assim, muitos países adotaram leis sobre avaliação de impacto ambiental ou introduziram exigências de avaliação de impactos em leis ambientais mais amplas” (SÁNCHEZ, 2013, p. 59).

Barbieri (1995) relata que foi por meio desta lei norte-americana (NEPA) que se instituiu a elaboração de um Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e sua apresentação a órgãos ambientais licenciadores. É neste documento que contém “[...] informações sobre o que se pretende realizar, a metodologia de avaliação utilizada e as principais conclusões da AIA” (BARBIERI, 1995. p.79). A decisão resultante do processo de AIA diz respeito à análise da viabilidade do projeto da maneira como ele foi proposto em termos de sua concepção tecnológica e localização (ALMEIDA; MONTAÑO, 2015).

De acordo com a PNMA, compete ao Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA):

[...] determinar, quando julgar necessário, a realização de estudos das alternativas e das possíveis consequências ambientais de projetos



públicos ou privados, requisitando aos órgãos federais, estaduais e municipais, bem assim a entidades privadas, as informações indispensáveis para apreciação dos estudos de impacto ambiental, e respectivos relatórios, no caso de obras ou atividades de significativa degradação ambiental, especialmente nas áreas consideradas patrimônio nacional”.

(BRASIL, 1981)

O Artigo 225 da Constituição Federal de 1988 estabelece que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida [...]”, atribuindo à população e ao Poder Público a responsabilidade sobre o desenvolvimento sustentável brasileiro, e sendo de responsabilidade exclusiva do Poder Público “[...] exigir, na forma da lei, para instalação de obra ou atividade potencialmente causadora de significativa degradação do meio ambiente, estudo prévio de impacto ambiental, a que se dará publicidade” (BRASIL, 1988, art. 225, § 1º, Inciso IV).

No Brasil, o EIA e seu respectivo RIMA também são institucionalizados como instrumentos da PNMA. Dessa forma, a Resolução CONAMA 01/86 (art. 2º.) estabelece uma lista de empreendimentos para os quais se faz necessária a elaboração e apresentação do EIA/RIMA perante o órgão ambiental licenciador, quais sejam:

*“I - Estradas de rodagem com duas ou mais faixas de rolamento;
II - Ferrovias;
III - Portos e terminais de minério, petróleo e produtos químicos;
IV - Aeroportos, conforme definidos pelo inciso 1, artigo 48, do Decreto-Lei nº 32, de 18 de setembro de 1966;
V - Oleodutos, gasodutos, minerodutos, troncos coletores e emissários de esgotos sanitários;
VI - Linhas de transmissão de energia elétrica, acima de 230KV;
VII - Obras hidráulicas para exploração de recursos hídricos, tais como: barragem para fins hidrelétricos, acima de 10MW, de saneamento ou de irrigação, abertura de canais para navegação, drenagem e irrigação, retificação de cursos d’água, abertura de barras e embocaduras, transposição de bacias, diques; [...]” (CONAMA, 1986, art.2)*

A Resolução CONAMA 279 de 2001 define que, para obras de geração e transmissão de energia com baixo potencial de impacto ambiental, ou seja, para PCHs com capacidade abaixo de 10MW de produção de energia, haja a formalização de um Licenciamento Ambiental Simplificado (LAS), no qual é requerido a apresentação de um Relatório Ambiental Simplificado (RAS), que é definido no art. 2º desta mesma Resolução:

Para os fins desta Resolução, são adotadas as seguintes definições:



[...] I - Relatório Ambiental Simplificado RAS: os estudos relativos aos aspectos ambientais relacionados à localização, instalação, operação e ampliação de uma atividade ou empreendimento, apresentados como subsídio para a concessão da licença prévia requerida, que conterà, dentre outras, as informações relativas ao diagnóstico ambiental da região de inserção do empreendimento, sua caracterização, a identificação dos impactos ambientais e das medidas de controle, de mitigação e de compensação.

II - Relatório de Detalhamento dos Programas Ambientais: é o documento que apresenta, detalhadamente, todas as medidas mitigatórias e compensatórias e os programas ambientais propostos no RAS”

(CONAMA 279,
2001, art.2)

Além disso, no caso de requerimento de um RAS, o órgão ambiental licenciador, que antes poderia ser o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais (IBAMA) para empreendimentos localizados em rios da união ou que encontram-se em dois ou mais estados ou órgãos estaduais, pode agora se somente os órgãos estaduais de meio ambiente. Também vale ressaltar a mudança de prazo para a análise e parecer do órgão licenciador competente, sendo que um empreendimento passível de EIA o prazo é de 180 dias, já em caso de um RAS o prazo é de 60 dias a partir da data do protocolo do requerimento da licença.

Montaño et al (2014) esclarecem que o EIA é o principal documento que subsidia a AIA. Afinal, é a partir deste documento que as informações relevantes para a tomada de decisão serão disponibilizadas para diferentes grupos de interesse, levando-se em conta a interpretação dos órgãos, agentes técnicos e sociedade envolvidos (MONTAÑO et al, 2014).

Para Glasson, Therivel e Chadwick (1999) um EIA que traz informações sobre impactos negativos, inevitáveis e significativos, proporciona a possibilidade de modificação do projeto ou de não aceitação do projeto.

Ainda que, teoricamente, um EIA possa mostrar a inviabilidade ambiental de todas as alternativas de um projeto, ele não deve, a priori, ser usado como um instrumento para rejeitar projetos nem para aprová-los (TOMMASI, 1994). Com isso, surge uma das mais importantes características do EIA, a da viabilidade, pois atendendo aquelas alternativas, o projeto poderá se tornar ambientalmente viável (TOMMASI, 1994, p. 4). Dado o caráter público de processos que requeiram o EIA, é também esse documento que servirá de base para negociações que poderão se estabelecer entre empreendedor, governo e partes interessadas (SÁNCHEZ, 2013).



Oliveira, Montaño e Souza (2009) enfatizam que, historicamente, há várias situações em que as decisões são tomadas baseadas na utilização de instrumentos que analisam, do ponto de vista da sustentabilidade, os impactos nos diferentes âmbitos: social, ambiental, político e cultural. Bastos (2015) relata que a legislação ambiental brasileira é bem completa em se tratando da proteção da fauna e flora, mas não há uma legislação que trate da questão ambiental desde os primórdios dos planejamentos governamentais. Oliveira, Montaño e Souza (2009) afirmam que, dentre os instrumentos conhecidos mundialmente, a Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) e o EIA possuem características que consideram a questão ambiental nas tomadas de decisão, sendo o EIA utilizado no âmbito de projetos e a AAE no âmbito do planejamento.

Sánchez (2008) cita alguns exemplos em que se verificou a ocorrência de danos ambientais em estudos feitos após a finalização de determinados projetos já considerados impactantes, sendo que o autor afirma a possibilidade de verificar a ocorrência de resultados negativos quando esta mesma análise é extrapolada para políticas e programas.

A AAE tem como principal objetivo: “[...] avaliar as vantagens e desvantagens ambientais, sociais e econômicas de alternativas diversas de políticas, planos e programas governamentais, visando a embasar o planejamento consciente do governo, antes que se comece a pensar nos impactos ambientais de projetos específicos de empreendimentos” (BASTOS, 2015, p. 16).

Dessa forma, Oliveira, Montaño e Souza (2009) corroboram que a AAE é criada com o intuito de atender as demandas da análise dos impactos ambientais de Políticas Planos e Programas (PPPs), já que o EIA não alcança esta demanda devido às limitações do seu escopo, sendo essas a não contemplação de:

(i) [...] boa parte dos impactos cumulativos ou sinérgicos, ou alguns dos mais importantes impactos indiretos, cuja mitigação requer ação governamental coordenada ou mesmo novas leis e instituições (SÁNCHEZ, 2008, p. 5);

(ii) [...] impactos de grande abrangência espacial, inclusive impactos globais também não são de fácil tratamento nos estudos de impacto feitos para projetos (SÁNCHEZ, 2008, p.5);

(iii) O levantamento restrito, nas análises dos projetos, em relação as opções de localização do empreendimento e tecnologias de operação (Steinemann, 2001)

(iv) [...] cultura técnica e as atribuições legais de departamentos governamentais. Muitos projetos têm origem em órgãos ou empresas, especializados em determinada opção tecnológica (SÁNCHEZ, 2008, p. 5);

(v) [...] seu escopo de análise não permite contemplar uma diversidade de temas e abordagens (OLIVEIRA; MOTANO; SOUZA, 2009, p. 25).



A Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) tem se firmado como ferramenta de planejamento devido a duas ordens de fatores: (i) os impactos socioambientais adversos de PPPs e (ii) as limitações inerentes à avaliação de impactos ambientais de projetos (SÁNCHEZ, 2008).

O alinhamento mundial das questões ambientais fez com que os países que adotam apenas a avaliação de impactos para projetos (EIA) passassem a se empenhar na melhoria de suas políticas ambientais procurando inserir a AAE (OLIVEIRA; MONTAÑO; SOUZA, 2009).

Para Sánchez (2008), a não legalização da AAE demonstra que os exemplos de utilização deste instrumento, no Brasil, em situações pontuais e em diferentes setores da economia e infraestrutura de alguns estados, mostram um caráter opcional ou não obrigatório a esta poderosa ferramenta de planejamento ambiental. Impactos socioambientais negativos decorrem como efeitos colaterais de inúmeras políticas públicas, sejam elas políticas macroeconômicas, sejam políticas setoriais, como as de transportes e de energia. “[...] Deveria existir uma hierarquia básica, no qual o AAE precede o EIA, identificando os projetos adequados dentro do setor, região ou bacia analisada”. (PORTO; TUCCI, 2009, p. 22)

“A utilização da AAE como instrumento de apoio à decisão se justifica em termos de consideração de alternativas e efeitos irreversíveis, cumulativos e secundários de PPPs antes que as condições ambientais se deteriore ou seu resgate não seja possível” (OLIVEIRA; MONTAÑO; SOUZA, 2009, p. 29). Pizella (2019) ressalta que, dentre os diversos desígnios da AAE, encontra-se a concordância entre Planos, pois os mesmos tratam de assuntos e questões diferentes que necessitam se integrar para serem eficazes.

Viana (2004) aponta que foram pelas PCHs as primeiras obras de geração de energia elétrica no Brasil, pois estas são mais viáveis do ponto de vista econômico do que grandes aproveitamentos hidrelétricos. As PCHs produzem quantidades bem menores de energia quando comparadas às usinas hidrelétricas (UHE). Contudo, também podem causar impactos socioambientais em uma escala menor (CUSTÓDIO; RODRIGUES, 2019).

Pensando no presente, em meio ao grande potencial hidrelétrico do Brasil, um melhor aproveitamento de tais usinas pode configurar conjuntamente com outras fontes sustentáveis, alternativas para a geração de energia (CUSTODIO; RODRIGUES, 2019). As autoras defendem as PCHs como fontes de geração de energia elétrica que podem compor a matriz energética nacional, uma vez que a energia gerada é mandada para o Sistema Interligado Nacional (SIN), que coordena as quantidades e destinos da energia elétrica em todos o país.

De acordo com Viana (2004), a falta de planejamento adequado no setor energético, que se estendia desde a década de 90 por conta das privatizações, acarretou em 2001 a última grande crise energética que atingiu todo o território brasileiro com os racionamentos de energia, os famosos “apagões”. A partir desse



episódio histórico, o investimento em geração de energia passou a ser prioridade e, em vista disso, o governo buscou alternativas para sanar esse problema. Por meio disto, empreendimentos como PCHs começaram a se difundir rapidamente no país, tanto por conta da flexibilização governamental em meio ao licenciamento ambiental desse tipo de obra, como por incentivos governamentais na matriz energética brasileira (LATINI; PEDLOWSKI, 2016).

Em 26 de abril de 2002, o governo federal estabeleceu o Programa de Incentivo a Fontes Alternativas de Energia Elétrica (Proinfa), com o intuito de disseminar a produção de energia elétrica por meios alternativos e renováveis, cujo potencial de geração de impactos é consideravelmente menor quando comparados as grandes centrais de aproveitamento hidrelétrico (ANEEL, 2015).

Com o enfoque dado na obtenção de energia por fontes “renováveis”, no ano seguinte (2003) o governo federal lançou o Programa Nacional de Universalização do Acesso e Uso da Energia Elétrica, conhecido como: “Luz para Todos”, o qual objetivava-se a distribuir energia elétrica em localidades rurais em que esse recurso era ausente (ELETROBRÁS, 2017).

Já em 2007, o governo federal criou o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) com o intuito de prosseguir com o investimento em obras de infraestrutura social, urbana, logística e energética, fomentando o crescimento socioeconômico do país (BRASIL, 2018).

De acordo com Clauberg (2019), o EIA deve ser embasado nas leis ambientais e exigências conferidas pelo órgão ambiental sendo que, quanto aos impactos diretos e indiretos, o fator primordial nesse levantamento é a definição da área de abrangência desses impactos. Damasceno (2014) observa a grande ocorrência de projetos de PCHs em uma única bacia hidrográfica, sendo que isso ocorre por incentivos governamentais, com a justificativa que esse tipo de geração de energia é renovável, limpa do ponto de vista ambiental e econômica, utilizando-se o bem natural para o desenvolvimento nacional. No entanto, a autora ressalta que esse tipo de empreendimento modifica o meio de forma irreversível, além de não trazer desenvolvimento às regiões necessitadas.

Costa (2018) corrobora em seu estudo que o desenvolvimento econômico gerado por PCHs ocorre principalmente a nível federal, não abarcando os municípios afetados diretamente ou indiretamente. O autor alerta sobre a importância da participação social tanto para a construção de PCHs em uma mesma bacia hidrográfica, como para um único e grande aproveitamento hidrelétrico em um rio.

As PCHs poderiam ser uma alternativa para comunidades longínquas dos centros urbanos, para proprietários de terras que usufruem daquele território e tem a possibilidade de produzir sua própria energia, porém, estas necessidades não podem ser colocadas como uma forma de investimento. Na verdade, esta alternativa se tornou uma ferramenta de lucro, pautada não no desenvolvimento das regiões, mas em formas de apropriação do capital, tanto para o lucro como para



a consolidação nos territórios daqueles que veem nas usinas hidrelétricas uma forma de investimento (DAMASCENO, 2014).

Gallardo et al. (2017) salientam que inserir os efeitos cumulativos e sinérgicos como critério nas tomadas de decisões de empreendimentos hidrelétricos é deixar de limitar a análise aos impactos já conhecidos do setor e verificados na bacia hidrográfica. Gosh, Ratton e Queiroz (2019) conceituam impactos cumulativos como sendo “a soma dos impactos causados por todos os empreendimentos existentes na área estudada, a cada cenário temporal”. Na figura 1 há uma representação esquemática de como ocorre um impacto cumulativo.

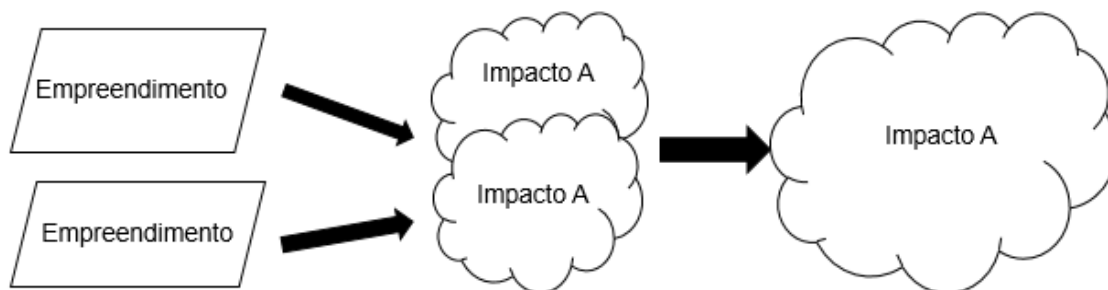


Figura 1. Representação esquemática de um impacto cumulativo. Fonte: Adaptado de European Commission, 2000.

Em relação aos impactos sinérgicos, os autores esclarecem que estão relacionados com “à capacidade de um efeito específico induzir a ocorrência de um novo impacto, ao interagir com outro, não necessariamente associado ao mesmo empreendimento ou atividade” (GOSH; RATTON; QUEIROZ, 2019, p. 2). A figura 2, mostra uma representação esquemática de como ocorre um impacto sinérgico.

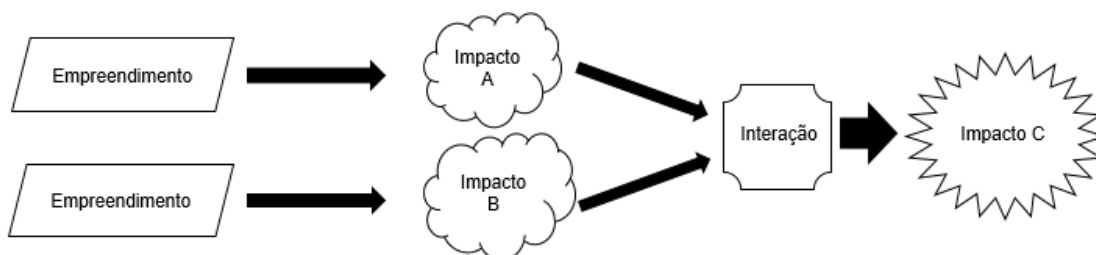


Figura 2. Representação esquemática de um impacto sinérgico. Fonte: Adaptado de European Commission, 2000.

De acordo com Dibo (2013), os impactos cumulativos podem ocorrer de duas formas: (a) a soma de determinados impactos recorrentes de um tipo de empreendimento; (b) diferentes tipos de impactos, de fontes diversas, que analisados em conjunto originam outro impacto ambiental de grande abrangência.



Tucci e Mendes (2006) relatam a determinação do IBAMA, a partir de 2003, que os EIAs considerem a bacia hidrográfica como área de influência do empreendimento. Os autores ressaltam que, em 2003, já havia alguns indícios de utilização da Avaliação Ambiental Integrada de Bacias Hidrográficas em alguns estados do país, como: Goiás, Paraná e Rio Grande do Sul, como instrumento de planejamento, voltado para auxiliar o licenciamento ambiental do setor elétrico. Assim, Tucci e Mendes (2006) elencam informações que devem compor a Avaliação Ambiental Integrada da Bacia (AAIB):

- (1) identificação das diretrizes ambientais, numa ótica compatível com o desenvolvimento sustentável na bacia, visando reduzir riscos e incertezas para o desenvolvimento socioambiental e para o planejamento energético da bacia;*
- (2) desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade da bacia, com relação aos usos observados;*
- (3) desenvolvimento de conhecimento para a melhor gestão integrada dos usos e conservação dos recursos hídricos e do meio ambiente, visando compatibilizar a exploração da hidroeletricidade com a preservação da biodiversidade e manutenção dos fluxos gênicos;*
- (4) abordagens integradoras dos possíveis impactos ambientais gerados na bacia pela implementação de novos empreendimentos hidrelétricos, considerando os usos e a conservação dos recursos naturais;*
- (5) desenvolvimento de procedimentos que garantam a efetiva participação dos segmentos sociais envolvidos;*
- (6) integração da dimensão ambiental ao processo de planejamento energético, e à articulação desse processo com o licenciamento ambiental.*

(TUCCI; MENDES, 2006, p. 7)

A Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 20??), empresa pública federal, prevê a utilização da Avaliação Ambiental Integrada para fazer um levantamento ambiental do cenário atual e futuro de geração de energia hidrelétrica na bacia hidrográfica, verificando a ocorrência ou possibilidade de acontecer impactos cumulativos e sinérgicos que afetem o meio e a sociedade, considerando as futuras gerações (EPE, 20??).

Para Tucci e Mendes (2006) a AAI e a AAE são instrumentos diferentes que abordam singularmente a AIA, sendo que ambos podem ser usados para analisar antecipadamente as PPPs que se relacionem e interfiram no meio, buscando a melhoria da gestão e planejamento ambiental em prol do desenvolvimento sustentável. Os autores ainda relatam a diferença entre ambos, sendo que a "AAI é a análise de cenários e impactos na bacia dentro das políticas existentes ou planejadas",



enquanto que a AAE extrapola a abordagem da AAI, demonstrando a congruência entre as PPPs, possibilitando a inserção das preocupações relacionadas ao meio ambiente a ser planejado.

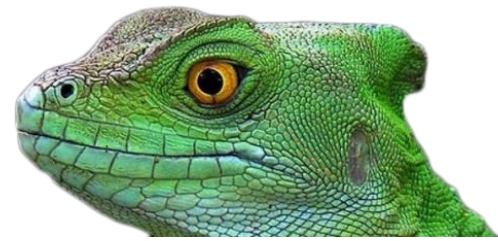
De acordo com Porto e Tucci (2009), a AAI é um tipo de análise que pode auxiliar a AAE com o levantamento de informações dos impactos e do contexto atual e futuro de determinado local, sendo utilizada para determinar ações estratégicas de Políticas, Planos e Programas. Dessa forma Gosh, Ratton e Queiroz (2019) enfatizam que a avaliação dos impactos cumulativos e sinérgicos de projetos deve considerar o contexto ambiental presente e futuro da área onde se pretende instalar o empreendimento, ressaltando que tal análise deve integrar o conjunto de empreendimentos já presentes na área estimada para obra.

De acordo com Sánchez (2013) a análise dos impactos cumulativos e sinérgicos na maioria das situações não são considerados nos Estudos de Impactos Ambientais, tampouco a análise, extrapolada às gerações futuras, de outros tipos de empreendimentos. Ou seja, a prática de considerar criteriosamente a Avaliação Ambiental Integrada em EIAs está longe de ser uma realidade, em todo o território nacional, e para as tomadas de decisões de todo e qualquer projeto de geração de energia por meio de usinas hidrelétricas.

De acordo com Tucci e Mendes (2006) a AAI de uma bacia hidrográfica de apresentar as seguintes etapas, representadas na Figura 3: (i) Caracterização: deve conter informações gerais da bacia hidrográfica, bem como suas características e aspectos socioambientais e econômicos que norteiam o desenvolvimento das atividades antrópicas de modo geral, além de auxiliar a compreensão da ocorrência dos impactos ambientais ; (ii) Avaliação Ambiental Distribuída: determina-se as subdivisões da bacia hidrográfica de acordo com as características dessas regiões, com a identificação de indicadores ambientais, sociais e econômicos para analisar os impactos ambientais dos empreendimentos da região . Tucci e Mendes (2006) relatam que esta etapa é uma identificação dos aspectos ambientais que sofrem interferência por empreendimentos e que esta análise é distribuída por toda a bacia, mesmo que os aspectos analisados sejam localizados em determinadas regiões. Os autores dão exemplo:

"[...] as áreas degradadas por erosão numa bacia hidrográfica podem ser identificadas por uso do solo, relevo e tipo de solo. As consequências desta erosão poderão se refletir a jusante pelo aumento de sedimentos, redução de seções de escoamento e assoreamento de reservatórios"
(TUCCI; MENDES, 2006, p. 248)

Paralelamente à Avaliação Ambiental Distribuída, há a identificação dos conflitos: nesta etapa são identificados todos os possíveis e potenciais conflitos que podem ser gerados com o desenvolvimento de empreendimentos pretendidos para a região. É nesta fase que se verifica quais



são os programas que desenvolvidos na área, as ações previstas nos planos e os projetos visados para a região ; (iii) Avaliação Ambiental Integrada: análise dos impactos cumulativos e sinérgicos resultantes de todos os aproveitamentos hidrelétricos da bacia em questão, sendo os mesmos analisados tanto em escala de planejamento, implantação e operação ; (iv) Produtos: estabelece, de acordo com todas as informações levantadas, as diretrizes para embasar decisões futuras tanto em escala de planejamento, como o desenvolvimento de programas ou projetos .

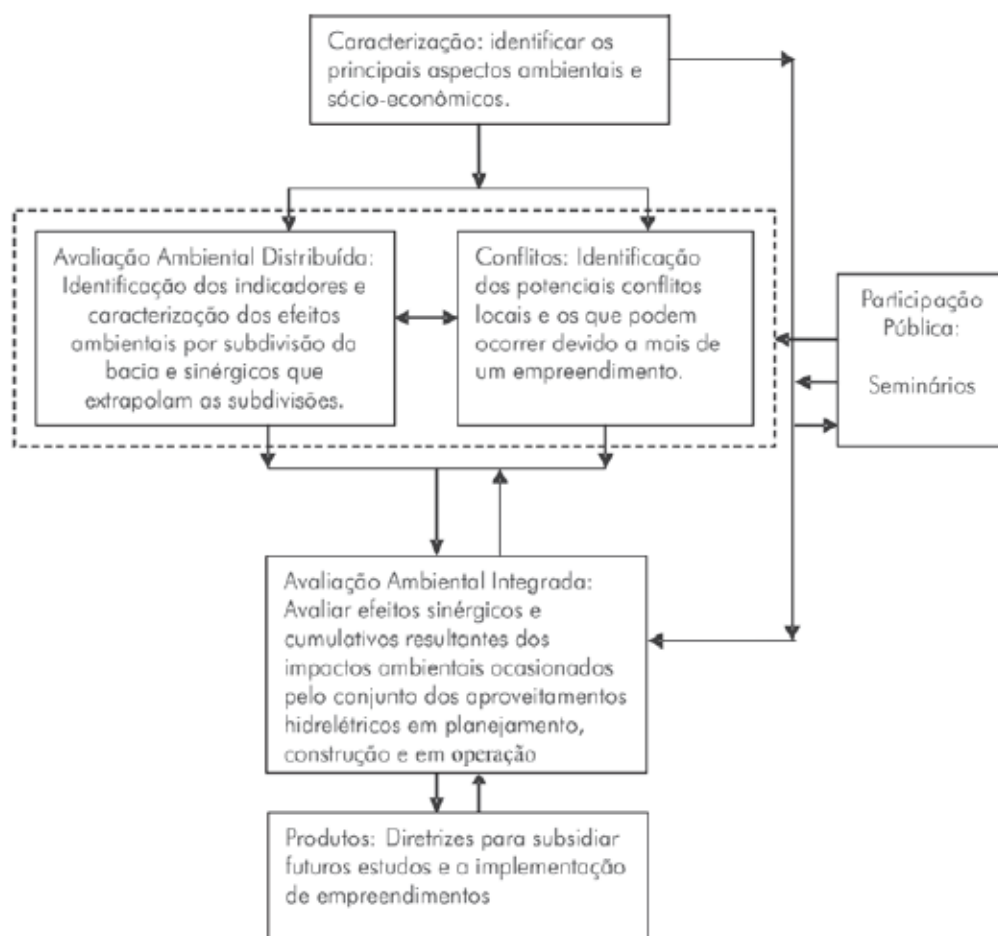


Figura 3. Etapas da Avaliação Ambiental Integrada. Fonte: TUCCI e MENDES, 2006, p.244.

Sánchez (2013) reforça que, para comprovar a efetividade de um instrumento ambiental, é necessário que todos os outros utilizados para integrar as PPP também sejam efetivos, possibilitando verificar sua coerência. Porto e Tucci (2009) ressaltam que a AAI pode nortear o EIA em relação ao incremento de análise dos impactos cumulativos e sinérgicos de projetos de geração de energia hidrelétrica.



Neder (2014), em sua análise sobre a AAI para PCHs no estado de Minas Gerais, enfatiza a importância da aplicabilidade da AAI no processo de LA e, conseqüentemente, o aumento do tempo de obtenção das licenças, para que haja uma análise criteriosa dos levantamentos contidos na avaliação integrada. Além disso, o autor destaca a necessidade do aumento dos custos voltados para estudos das bacias hidrográficas, já que se verificou que a qualidade da AAI deve ser melhorada. Tal posicionamento se embasa no progressivo aumento da demanda energética e, portanto, na melhoria das tomadas de decisões pautadas num planejamento estratégico do setor energético.

Cruz et al (2010), salientam a importância de instrumentos de gestão e planejamento integradores, cuja análise engloba diversos tipos de empreendimentos, possibilitando a efetividade do planejamento ambiental do país, havendo a congruência de planos dos diferentes setores econômicos.

Gallardo et al (2017) apontam algumas lacunas a serem estudadas para que a AAI desenvolvida no Brasil seja efetiva nos processos tanto de tomadas de decisões como no planejamento. Dentre elas encontram-se: (a) a necessidade de analisar na AAI não somente os impactos cumulativos e sinérgicos de empreendimentos hidrelétricos, mas todos os empreendimentos que gerem qualquer impacto na bacia e possam alterar a dinâmica hídrica, interferindo ou não a geração de energia; (b) é primordial a consideração dos impactos levantados na AAI na AIA realizada a nível de projetos, para que a tomada de decisão seja em prol do desenvolvimento sustentável previsto na legislação e com a participação de todos os setores da sociedade; (c) que a análise a ser realizada acerca dos impactos cumulativos seja para auxiliar em decisões estratégicas tanto em busca de alternativas locais e tecnológicas como medidas mitigadoras em nível de projeto; (d) que a AAI cumpra seu objetivo de forma efetiva auxiliando as decisões a nível de planejamento, com levantamento de informações do passado, presente e ações previstas para serem desenvolvidas na bacia.

Athayde et al (2019) mostram a importância da participação de todos os setores da sociedade nas tomadas de decisões, relatando a ocorrência de uma ação civil pública para cancelar a licença prévia concedida pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará (SEMAS), visando a suspensão do processo de LA de um complexo de PCHs no rio Cupari, afluente do Rio Tapajós na Bacia Amazônica. Este caso evidencia incongruências no levantamento dos impactos ambientais cumulativos e sinérgicos apresentados no EIA/RIMA. A ação do Ministério Público Federal (MPF, 2018) aponta que os impactos provenientes do conjunto de sete hidrelétricas no rio Cupari afetariam a Unidade de Conservação (UC) FLONA do Trairão, sítios arqueológicos, comunidades tradicionais ribeirinhas, a biota aquática e recursos pesqueiros.



| COMENTÁRIOS FINAIS |

A partir desses resultados pode-se concluir que, embora exista todos os dispositivos legais com exigências ambientais, os impactos ambientais cumulativos e sinérgicos não são considerados nos momentos de tomadas de decisões.

No caso específico das PCHs, principalmente quando previstas para ser instaladas em uma mesma bacia hidrográfica, pode haver impactos cumulativos e sinérgicos sobre a biodiversidade, as populações ribeirinhas e a economia das regiões no entorno.

Outro fator que merece atenção é a flexibilização do licenciamento ambiental de algumas modalidades de PCHs, que não necessitam de EIA/RIMA na análise de sua viabilidade ambiental, constatada pelo incentivo governamental para a construção de tais empreendimentos. Com esse estímulo, projetam-se várias PCHs, muitas vezes na mesma bacia hidrográfica, ocasionando impactos maiores do que os previstos, sendo que diversos são detectados em longo prazo.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfªÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

Almeida, M. R. R; Montañó, M. 2015. Benchmarking na avaliação de impacto ambiental: o sistema mineiro frente às melhores práticas internacionais. *Sociedade & Natureza*, v. 27, n. 1, p.81-96.

Aneel. 2015. Programa de Incentivo às Fontes Alternativas.

Aneel. 2015. Regulação do Setor Elétrico.

Athayde, S.; Duarte, C. G.; Gallardo, A. L. C. F.; Moretto, E. M.; Sandoi, L. A.; Dibo, A. P. A.; Siqueira-Garay, J.; Sánchez, L. E. 2019. Improving policies and instruments to address cumulative impacts of small hydropower in the Amazon. *Elsevier*, v. 132, p. 265-271.

Barbieri, J. C. 1995. Avaliação de impacto ambiental na legislação brasileira. *Revista de Administração de Empresas*, v. 35, n. 2, p. 78-85.



- Bastos, M. M. 2015. A avaliação ambiental estratégica no contexto brasileiro: efetividade e desafios jurídico-institucionais. Dissertação (Mestrado) – Curso de Direito e Desenvolvimento, Escola de Direito de São Paulo, São Paulo.
- Brasil. 1986. Resolução Conama No. 001. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Brasília, DF: Diário Oficial da União.
- Brasil. 1988. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal.
- Brasil. 2018. Ministério do Planejamento. Sobre o PAC.
- Caldwell, L. K. 1998. Implementing policy through procedure: impact assessment and The National Environmental Policy Act (NEPA). In: Porter, A. L. P. et al. 1998. Environmental Methods Review: retooling impact assessment for the new century, p. 1-308.
- Clauberg, A. P. C. 2019. Uma Proposta de Sistema Especialista FUZZY na Abordagem de Avaliação Ambiental Integrada de PCHs. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Ambientais, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.
- Costa, S. B. 2018. Estudo da Influência de Hidrelétricas de Pequeno e Médio Porte no Desenvolvimento Local. Dissertação (Mestrado) - Curso de Administração, Universidade de Taubaté, Taubaté.
- Cruz, R. C. et al. 2010. Avaliação Ambiental Integrada de bacias hidrográficas como instrumento de negociação entre a política ambiental e políticas setoriais: o caso da análise de fragmentação do Rio Uruguai por barragens. Anais VI Seminário Latino-americano de Geografia Física, pp 1-13.
- Custódio, M. M; Rodrigues, M. V. 2019. A Importância das Pequenas Centrais Hidrelétricas como Fonte de Energia Sustentável em Substituição aos Grandes Projetos Hidrelétricos. Revista Jurídica (furb), Blumenau, v. 22, n. 49, p.1-19.
- Damasceno, I. A. 2014. Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs): conceitos, normas e a PCH Malagone. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.
- Eletrobrás. 2017. Programa Luz para Todos.
- EUA. 1969. National Environmental Policy Act of 1969.
- European Commission. 2000. Assessment of indirect and cumulative impacts as well as. Vol. 3
- Fischer, F. 1991. Risk assessment and environmental crisis: toward an integration of Science and participation. Industrial Crisis Quarterly, v. 5, n. 2, p. 113-132.
- Gallardo, A. L. C. F et al. 2017. A avaliação de impactos cumulativos no planejamento ambiental de hidrelétricas na bacia do rio Teles Pires (região amazônica). Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 43, p. 22-47. Paraná.
- Goodland, R. 2000. Social and Environmental Assessment to Promote Sustainability: an informal view from the World Bank. Environmental Department Papers, v. 1, p. 1-50. Washington.
- Gosh, A. C; Ratton, E; Queiroz, S. M. P de. 2019. Avaliação Ambiental Integrada – análise de impactos cumulativos e sinérgicos de empreendimentos na bacia do Alto Paraguai. Anais X Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, p. 9.
- Latini, J. R; Pedlowski, M. A. 2016. Examinando as condições em torno das Pequenas Centrais Hidrelétricas como fontes sustentáveis de energia no Brasil. Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 37, p. 73-90. Paraná.
- Montaño, M. et al. 2014. Revisão da qualidade de Estudos de Impacto Ambiental de Pequenas Centrais Hidrelétricas. Holos Environmental, v. 14, n. 1, p. 1-14.



- MPF, Ministério Público Federal, 2018. Ação Civil Pública Ambiental, Processo 1. 23.002.000395/2016-46.
- Neder, C. V. G. 2014. Aplicabilidade da avaliação ambiental integrada no licenciamento de pequenas centrais hidrelétricas no Estado de Minas Gerais. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia de Energia, Universidade Federal de Itajubá.
- Oliveira, I. S. D; Montañ, M; Souza, M. P. 2009. Avaliação Ambiental Estratégica. Suprema, São Carlos.
- Pizella, D. G. 2019. Avaliação ambiental estratégica como instrumento para a gestão integrada dos recursos hídricos: estudo de caso do plano de Bacia do São José dos Dourados e do plano diretor municipal de Ilha Solteira, SP. *Holos Environment*, v. 19, n. 3, p. 338-355.
- Porto, M; Tucci, C. E. M. 2009. Planos de recursos hídricos e as avaliações ambientais. *Rega*, v. 6, n. 2, p. 19-32.
- Sánchez, L. E. 2008. Avaliação ambiental estratégica e sua aplicação no Brasil. In: Debate “Rumos da Avaliação Ambiental Estratégica no Brasil”. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, p. 1-21.
- Sánchez, L. E. 2013. Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos.
- Silva, F. R. 2010. Avaliação ambiental estratégica como instrumento de promoção do desenvolvimento sustentável. *Direitos Fundamentais e Democracia*, Curitiba, v. 8, n. 8, p. 301-329.
- Steinemann, A, 2001. Improving alternatives for environmental impact assessment. *Environmental Review*, v. 21, p. 3-21.
- Tucci, C. E. M; Mendes, C. A. 2006. Avaliação ambiental de bacia hidrográfica. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Verocai, I. Org. 1997. Vocabulário básico de meio ambiente. Secretaria de Meio Ambiente, Rio de Janeiro.
- Viana, F. G. 2004. Relacionamento planejadores energéticos e jornalistas: a análise da crise energética de 2001. Dissertação (Mestrado)-Curso de Planejamento de Sistemas Energéticos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.



ANÁLISE DE PERDAS EM SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA BACIA APODI-MOSSORÓ

| ID 14963 |

¹Jaidson de Sousa Morais Segundo, ²Blake Charles Diniz Marques, ³Silvanete Severino da Silva, ⁴Rafael Oliveira Batista

¹Graduando em Engenharia de Produção, e-mail: jaidson.s.m.segundo@gmail.com; ²Engenheiro de Materiais, e-mail: Charles@ufersa.edu.br; ³Engenheira Agrícola, e-mail: Silvanete.silva@ufersa.edu.com, ⁴Engenheiro Agrícola, e-mail: Rafaelbatista@ufersa.edu.br, Departamento de Engenharia e Ciências Ambientais da Universidade Federal Rural do Semi-Árido

| RESUMO |

A realização desse trabalho teve por objetivo analisar as perdas de diferentes serviços de abastecimento de água na Bacia Apodi-Mossoró através de indicadores. O estudo foi realizado através dos indicadores do Sistema Nacional de Informações obtidos da bacia Apodi-Mossoró com grande importância para a mesorregião do oeste potiguar. Foram coletados dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento referente a quatro indicadores operacionais relacionados as perdas, sendo eles: índice de micromedição relativo ao volume disponibilizado (IN010), índice de perdas no faturamento (IN013), índice de perdas na distribuição (IN049), e o índice de perdas por ligação (IN051). A análise consistiu na utilização dos dados de 52 municípios, os quais foram especializados através de um Sistema de informações Geográficas com a criação de mapas temáticos, dos quais foram comparados entre os municípios estudados para com as médias nacionais dos anos de 2009 a 2018, o que permitiu a obtenção da criação de um ranking de perdas para o ano de 2018. Os resultados obtidos permitiram, dentre outros aspectos, identificar setores operacionais críticos, através do processo da comparação. Pode-se perceber que os municípios melhoraram de uma forma geral ao longo dos anos após o marco regulatório do saneamento e identificou-se, porém, que ainda há um longo caminho a ser percorrido para chegar nos níveis de perdas ideais. A análise de indicadores no serviço de abastecimento é essencial para avaliar o setor de saneamento em qualquer quesito, criar mecanismos de gestão, planejamento e execução de políticas públicas.

Palavras-chave: Benchmarking; saneamento básico; sistemas de informações georreferenciadas

| INTRODUÇÃO |

A água é reconhecida como algo indispensável, limitado e fundamental para a manutenção da vida. A sua governança sempre está nos principais capítulos da agenda internacional, que nas suas últimas versões enfatizou os processos de produção da água e as perdas que ocorrem devido a inúmeros problemas, envolvendo todo o ciclo da água, desde sua captação, tratamento e a derivação até o consumidor final (BEZERRA, PERTEL e MACÊDO, 2019).



No Brasil, 93,0% da população urbana é atendida por rede de abastecimento de água, a média nacional de perdas na distribuição corresponde a 38,3% enquanto as regiões norte e nordeste correspondem a 55,1% e 46,3%, respectivamente merecendo, assim maior atenção (SNIS, 2019). No Nordeste, por sua vez, o clima que predomina é o semiárido, onde sempre há escassez, o volume de chuvas é baixo e irregular durante todo ano, o que torna mais preocupante a situação, fazendo desse recurso ainda mais valioso (SEMARH-RN, 2019) necessitando ser monitorado.

Quanto ao estado do Rio Grande do Norte, a bacia Apodi-Mossoró é a única genuinamente potiguar, estando localizada na microrregião do Oeste Potiguar, a qual ocupa a área de 14.276 km² que ao longo de seu comprimento possui 618 açudes, totalizando um volume de 469.714.600 km³ de água, equivalentes a 27,4% do total de açudes e 10,7% dos volumes de água acumulados no estado (SEMARH-RN, 2019). Sua importância econômica está associada as infraestruturas hídricas capazes de disponibilizar água suficiente para os diferentes usos da água, tais como abastecimento público, irrigação, piscicultura, etc. da região.

O Sistema de Abastecimento de Água (SAA), se classifica como um conjunto de obras para extração, onde o mesmo extrai a água da natureza e realiza o seu tratamento tornando-a própria para o consumo humano, transporte e fornecimento a população, em quantidade e qualidade adequada conforme o volume populacional de um país ou região (FUNASA, 2004), entretanto essas medidas incluem perdas físicas, mesmo que as companhias de distribuição de água possam amenizá-las em alguns pontos.

Dessa maneira, as perdas podem se dividir em dois grupos, o real e o aparente. O primeiro, refere-se a parcela de água que efetivamente não chega ao destino final, isto é, ao consumidor, enquanto que o segundo está relacionado ao volume de água que foi efetivamente consumido pelo usuário, porém, por algum motivo, não foi medido ou contabilizado, gerando perda de faturamento ao prestador de serviço (SNIS, 2019).

Assim, criou-se o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) para tornar-se responsável pelas informações e indicadores, desde 1995, sobre a prestação dos serviços de água operados no Brasil. Esse sistema é considerado o maior e mais importante no setor de saneamento do país, o qual utiliza indicadores para comparação de desempenho da prestação de serviços. Os indicadores retratam o cenário das perdas, permitindo gerenciar a evolução dos volumes perdidos, comparar diferentes sistemas de abastecimento de água e buscar ações de controle (TSUTIYA, 2005).

Para verificar a situação nesse aspecto é baseado no comportamento dos indicadores de qualidade dos serviços prestados, assim altos níveis de perdas e com crescimento gradual avisam a necessidade de um maior esforço para reduzir possíveis ineficiências no planejamento, manutenção



e direcionamento dos investimentos e atividades operacionais e comerciais (BRASIL, 2007; PERTEL et al., 2016) realizadas por entidades reguladoras.

Existem diversas maneiras de se avaliar as perdas em um SAA, a metodologia utilizada habitualmente pelos prestadores e reguladores corresponde ao balanço hídrico, proposta pela *Internacional Water Association (IWA)*, a qual se baseia em uma matriz onde são esquematizados os processos em que a água pode passar desde o momento que entra no sistema. Também é comum o uso de um ranking quando se trata de serviços de saneamento básico, a ARIS – Agência Reguladora Intermunicipal de Saneamento – SC estabelece uma metodologia na qual se comparam indicadores e estabelece um ranking do saneamento (ARIS 2019), e há também um ranking do saneamento definido pelo instituto Trata Brasil (BRASIL, 2016).

Contudo, as tecnologias de geoprocessamento facilitam o gerenciamento destes dados, visto que representam um conjunto de informações necessárias à tomada de decisões se tratando de assuntos relacionados com o abastecimento de água (RIBEIRO, 2012). O resultado é apresentado, em geral em forma de mapas temáticos com as informações desejadas, visando a caracterização e a comparação, a fim de facilitar o entendimento da organização espacial e temporal das ações e estudos futuros (CALDO e MAGALHÃES FILHO, 2014).

Assim, a bacia Apodi-Mossoró, dada a sua importância socioeconômica, confere na análise da evolução das perdas com a série histórica após o Marco regulatório do Saneamento, a fim de identificar o retrato das condições da gestão das perdas nos sistemas de abastecimento da mesma. Diante disso, objetivo deste trabalho foi analisar as perdas em sistemas de abastecimento de água na bacia hidrográfica Apodi-Mossoró.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Área de estudo

A bacia Apodi-Mossoró apresenta 14.276 km² de superfície, correspondente a 26,8% do território do estado e pertence a mesorregião do oeste potiguar (SEMARH-RN, 2019), sendo composta pelos seguintes municípios: Açú, Água Nova, Alexandria, Antônio Martins, Almino Afonso, Apodi, Areia Branca, Baraúna, Campo Grande, Caraúbas, Coronel João Pessoa, Doutor Severiano, Encanto, Felipe Guerra, Francisco Dantas, Frutuoso Gomes, Gov. Dix-Sept Rosado, Grossos, Itaú, Janduís, João Dias, José da Penha, Lucrécia, Luís Gomes, Major Sales, Martins, Marcelino Vieira, Messias Targino, Mossoró, Olho d'Água do Borges, Paraú, Paraná, Patu, Pau dos Ferros, Pilões, Portalegre, Rafael Fernandes, Rafael Godeiro, Riacho de Santana, Riacho da Cruz, Rodolfo Fernandes,



São Francisco do Oeste, São Miguel, Serrado Mel, Serrinha dos Pintos, Severiano Melo, Taboleiro Grande, Tenente Ananias, Upanema, Umarizal, Venha-Ver e Viçosa. Portanto, essa bacia hidrográfica é considerada uma boa área de estudo, já que, abrange a uma significativa quantidade de municípios, os quais possui semelhantes características (FIGURA 1).

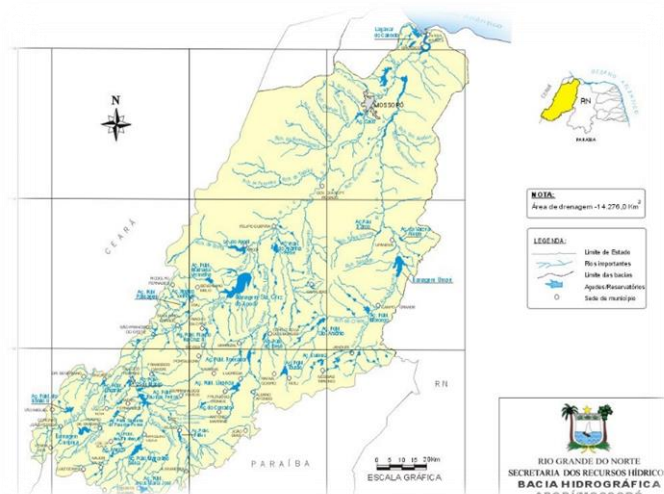


Figura 1. Bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.
Fonte: SEMARH, 2019

Indicadores selecionados

Os quatro indicadores operacionais disponibilizados pelo SNIS e utilizados no presente trabalho para a avaliação de desempenho da prestação de serviço baseada em controles de perdas são o índice de micromedição relativo ao volume disponibilizado (IN010), índice de perdas faturamento (IN013), índice de perdas na distribuição (IN049) e o índice de perdas por ligação (IN051), listados no Quadro 1.

Quadro 1. Indicadores Analisados no estudo.

Indicador	Unidade	Descrição
Micromedição (IN010)	%	Volume micromedido em relação ao volume disponibilizado
Perdas de faturamento (IN013)	%	Porcentagem de água não faturada em relação ao volume total produzido
Perdas na distribuição (IN049)	%	Porcentagem de água não distribuída ao consumidor em relação ao volume total produzido
Perdas por ligação (IN051)	L.lig ⁻¹ .dia ⁻¹	Volume anual de perdas de água na distribuição por ligação

Fonte: Adaptado de SNIS, 2019



Os indicadores são designados pelas Equações de (1) a (4) a seguir:

$$IN010 = \frac{AG008}{AG006 + AG018 - AG019 - AG024} \times 100 \quad (1)$$

$$IN013 = \frac{AG006 + AG018 - AG011 - AG024}{AG006 + AG018 - AG024} \times 100 \quad (2)$$

$$IN049 = \frac{AG006 + AG018 - AG010 - AG024}{AG006 + AG018 - AG024} \times 100 \quad (3)$$

$$IN049 = \frac{AG006 + AG018 - AG010 - AG024}{AG002*} \times \frac{1000000}{365} \quad (4)$$

Onde:

AG002: Quantidade de ligações ativas de água;

AG006: Volume de água produzido;

AG008: Volume de água micromedido;

AG010: Volume de água consumido;

AG011: Volume de água faturado;

AG018: Volume de água tratada importado;

AG019: Volume de água tratada exportado;

AG024: Volume de serviço;

AG002*: utiliza-se a média aritmética dos valores do ano de referência e do ano anterior ao mesmo.

Obtenção, tabulação e tratamento dos dados

A obtenção dos dados dos últimos dez anos (o período relativo aos anos de 2009 a 2018) para todos os municípios foi realizada a partir do SNIS que compõem a área em estudo, conforme a Figura 2.



Figura 2. Fluxograma etapas para obtenção de dados SNIS.
Fonte: Autoria própria, 2020



Os indicadores dos municípios da bacia estudada foram espaçados em intervalos de 3 anos para melhor visualização dos dados, sendo eles: 2009, 2012, 2015 e 2018. Iniciou-se em 2009 dois anos após surgimento do marco regulatório de saneamento, até 2018 que foi o último ano com dados disponíveis no SNIS. Os indicadores selecionados visam avaliar a prestação dos serviços de abastecimento de água sob seus aspectos. Após o download dos dados, foi gerada uma planilha para cada ano de estudo. Através dos bancos de dados espaciais (*shapefile*) obtidos pelo site do IBGE foram selecionados os municípios da bacia Apodi-Mossoró, que apresenta as delimitações dos municípios contidos na mesma, criando novas *shapefiles*, em que facilita a correlação dos indicadores, para cada ano de estudo. Por fim, foram criados mapas temáticos com o software QGIS que é um SIG de código aberto e gratuito, ele é compatível com diversos arquivos tornando possível o tratamento de muitos tipos de dados inclusive mapas (QGIS, 2017) comparando com as médias nacionais dos indicadores na série histórica da bacia Apodi-Mossoró e gráficos de classificação dos indicadores.

Critérios de avaliação para o ranking de perdas

Foram definidos os seguintes critérios de avaliação espaçados em 20% para os indicadores em porcentagem e espaçados a cada 200 l.lig⁻¹dia⁻¹ para o índice de perdas por ligação na construção dos gráficos. A avaliação e construção do ranking das perdas para cada município alcançou o valor máximo de 12 pontos, conforme Quadro 2 a seguir:

Quadro 2. Intervalos para classificação e pontuação.

Descrição	IN013, IN049 (%)	IN010 (%)	IN051 (l.lig ⁻¹ dia ⁻¹)	Pontuação	Tipo de Intervenção
Ideal	valor < 20	valor ≥ 60	valor < 200	3	Manutenção e aperfeiçoamento
Bom	40 > valor ≥ 20	60 > valor ≥ 40	400 > valor ≥ 200	2	Intervenção desejável, ação a médio prazo
Regular	60 > valor ≥ 40	40 > valor ≥ 20	600 > valor ≥ 400	1	Intervenção prioritária, ação a curto prazo
Ruim	valor ≥ 60	valor < 20	valor ≥ 600	0	Intervenção prioritária, ação imediata

Fonte: Autoria própria, 2020



Assim definidos, foram atribuídas cores para cada critério: Ideais (verde), Bons (Amarelo), Regulares (Azuis) e Ruins (vermelhos) e foram criadas planilhas formando as matrizes para criação dos gráficos com os seguintes critérios para cada município analisado conforme o Quadro 3 a seguir:

Quadro 3. Matriz de Avaliação em quatro anos avaliados e num intervalo de três anos

Município	2009	2012	2015	2018
IN010	Ruim	Regular	Bom	Bom
IN013	Bom	Bom	Bom	Ideal
IN049	Bom	Bom	Bom	Bom
IN051	Bom	Ruim	Bom	Bom

Fonte: Autoria própria, 2020

Onde:

- Ruim
- Regular
- Bom
- Ideal

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Neste item são apresentados os resultados e discussões obtidos através desse estudo, mostrando uma análise das perdas na bacia hidrográfica Apodi-Mossoró para os anos de 2009, 2012, 2015 e 2018, serão mostrados em 3 formas conforme metodologia sendo mapas temáticos comparando municípios com as médias nacionais, gráficos mostrando a quantidades conforme classificação em ideais, bons, regulares e ruins e por fim a elaboração de um ranking para o ano de 2018.

Índice de micromedição relativo ao volume disponibilizado

Para o ano de 2009 (A) não haviam informações sobre o índice de micromedição relativo ao volume disponibilizado assim não foi possível a elaboração do mapa para este ano, percebe-se uma diminuição em relação à média nacional o que não se configura como bom já que se espera um valor maior possível para este indicador, em relação a área estudada percebe-se uma melhoria na série histórica analisada, já que, em 2012 (B) apenas sete municípios encontravam-se acima da média nacional passando para 20 em 2015 (C) e 31 em 2018 (D), conforme pode ser visto na Figura 3.

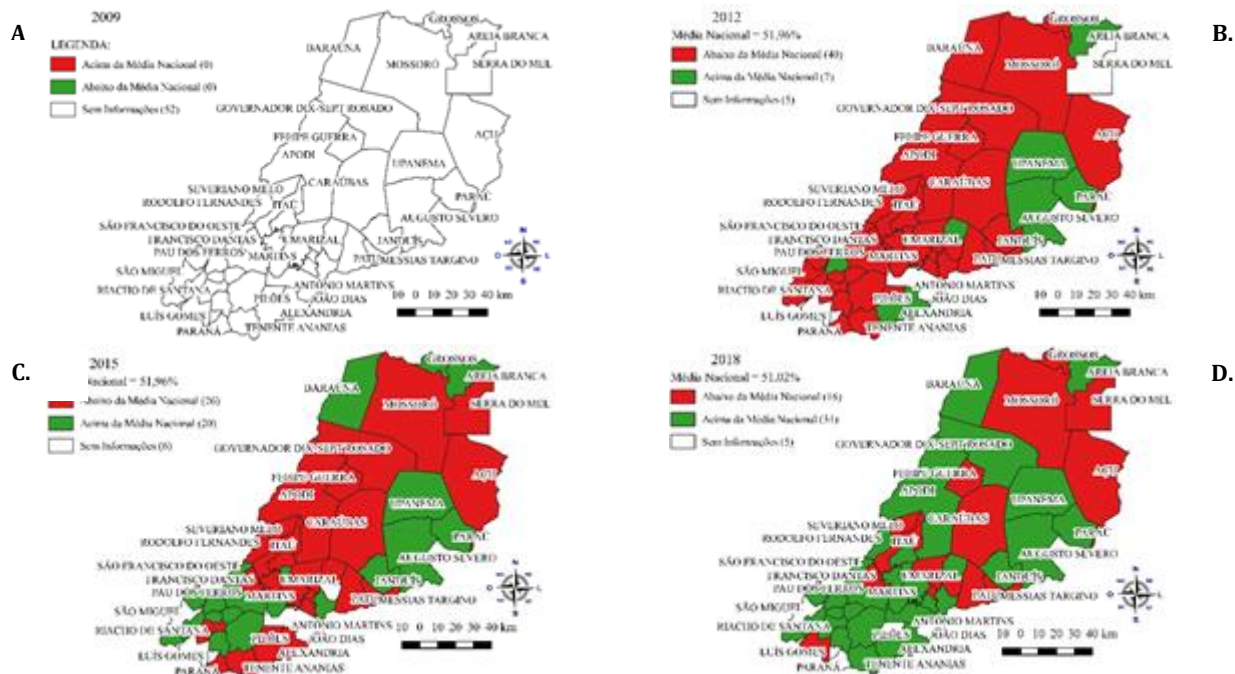


Figura 3. Índice de micromedição relativo ao volume disponibilizado.
Fonte: Autoria própria, 2020

Em relação a Figura 4 que é mostrado a seguir é possível notar que a quantidade de municípios ideais aumentou de sete em 2012 para 31 em 2018, enquanto os municípios classificados como ruins caíram de 11 para apenas um. Quanto ao município de Serra do mel com 12,72% do volume disponibilizado, sete municípios apresentaram pioras quando comparado 2009 a 2018 sendo eles São Miguel, Pilões, Paraná, Alexandria, Olho d’água do Borges, Upanema e Patu no qual a pior variação foi a de São Miguel a qual merece maior atenção, já a maior variação positiva ficou para o município de São Francisco do Oeste.

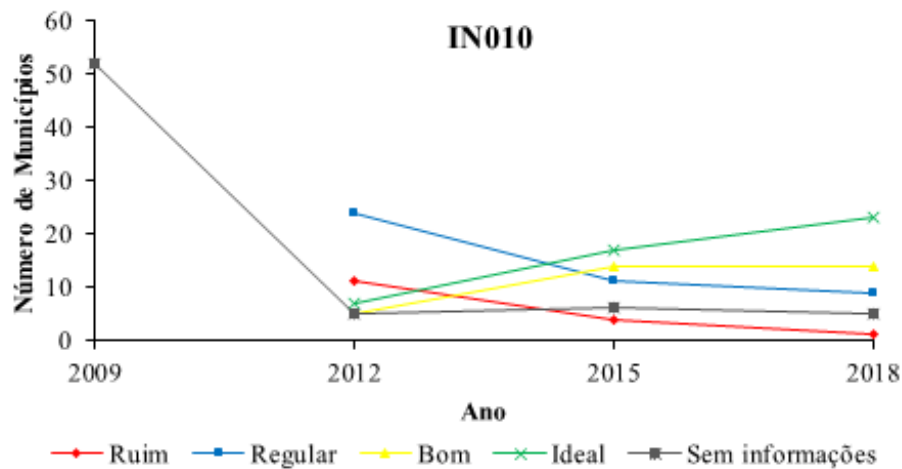


Figura 4. Classificação do índice de micromedição em quatro anos avaliados e num intervalo de três anos
Fonte: Autoria própria, 2020

Índice de Perdas no Faturamento

Na Figura 5, observa-se a evolução do índice de perdas no faturamento entre 2009 (A) e 2018 (D), que para as médias nacionais de 2009 (A) até 2015 (C) o índice diminuiu, porém em 2018 (D) há um aumento o que não é esperado, pois normalmente esse indicador é o menor possível, em relação as comparações dos municípios com as médias nacionais. Nessa perspectiva, há uma evolução onde mantêm esse índice em 13 abaixo da média nacional em 2009 (A) e 2012 (B), em 2015 (C) foram 25 municípios que atendem a comparação e em 2018 (D) chegando a 30 municípios.

Quanto à quantidade de municípios ideais, observa-se na Figura 6 que a classificação do índice de perdas no faturamento aumentou de 6 em 2009 para 24 em 2018 e os municípios ruins saíram de 11 para apenas 2 em 2018, sendo os municípios de Messias Targino com 68% e Serra do Mel com 83%, quatro municípios apresentaram piores quando comparado 2009 a 2018 sendo eles Upanema, Alexandria, Messias Targino e Encanto.

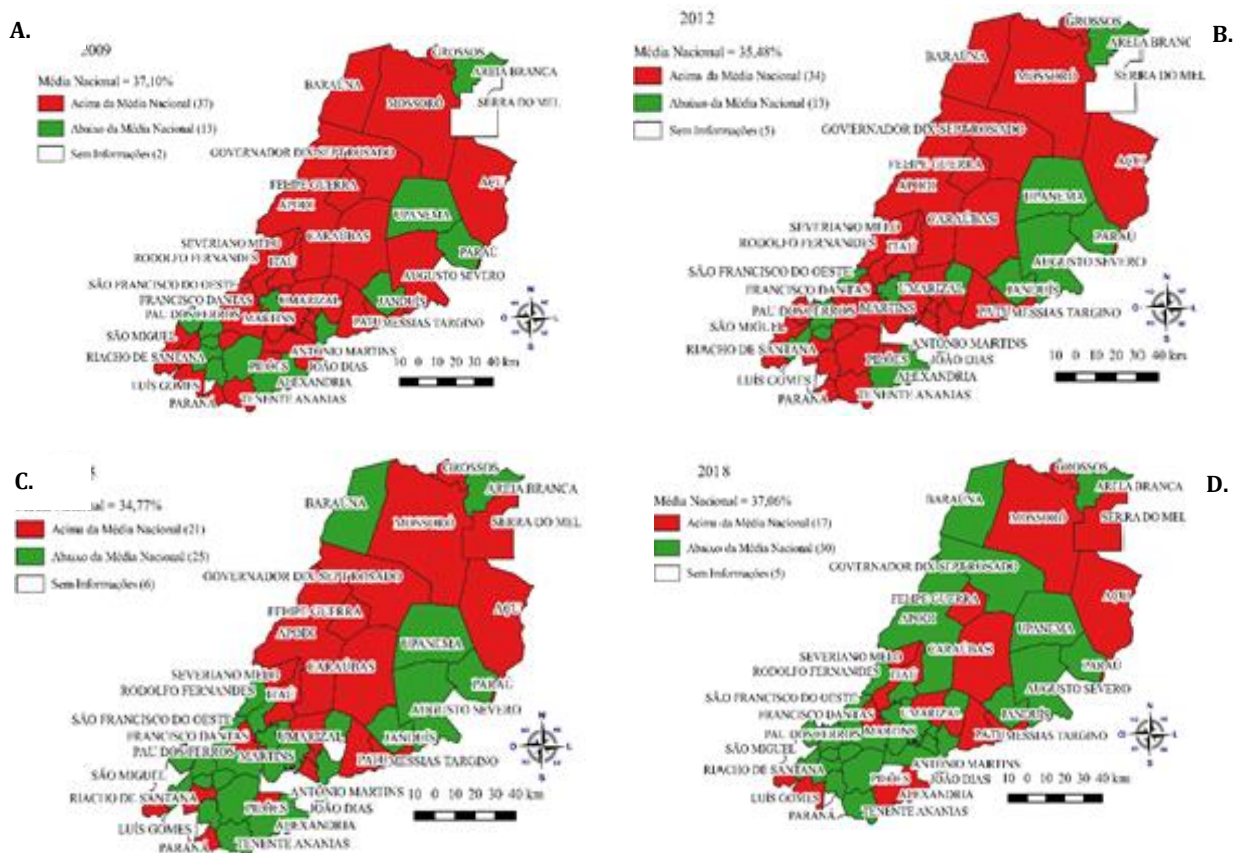


Figura 5. Índice de Perdas no Faturamento para os diferentes anos de avaliação: 2009 (A); 2012 (B); 2015 (C); e 2018 (D)
Fonte: Autoria própria, 2020

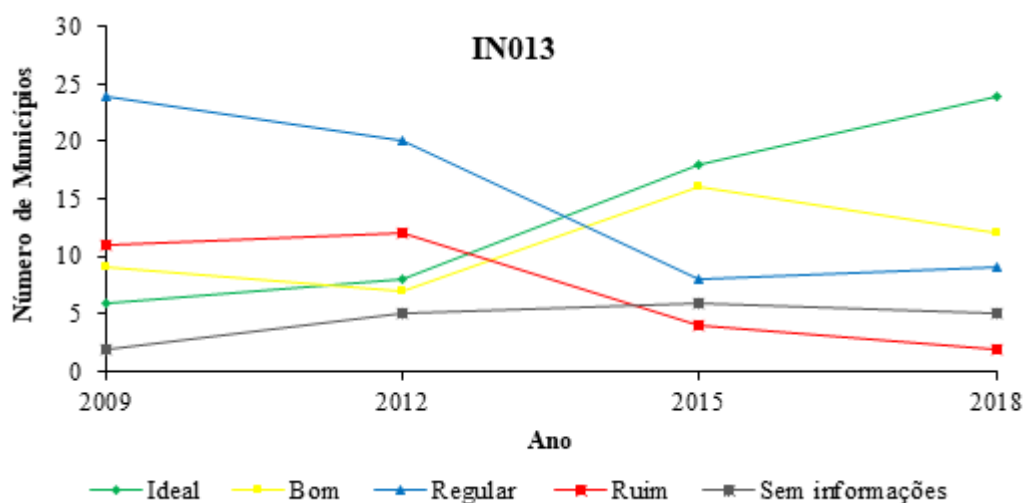


Figura 6. Classificação do índice Perdas no Faturamento em quatro anos avaliados e num intervalo de três anos
Fonte: Autoria própria, 2020



Índice de Perdas na distribuição

Os índices de perdas na distribuição, mostrados na Figura 7, em relação as médias nacionais de 2009 (A) para 2012 (B) e 2015 (C) o índice diminui, porém para 2018 (D) há um aumento o que não é esperado já que se espera que esse indicador seja o menor possível, em relação as comparações dos municípios com as médias nacionais há uma evolução onde se mantém em sete abaixo da média nacional em 2009 (A) e 2012 (B), em 2015 (C) são 19 municípios que atendem a comparação e em 2018 (D) chegando a 28 municípios.

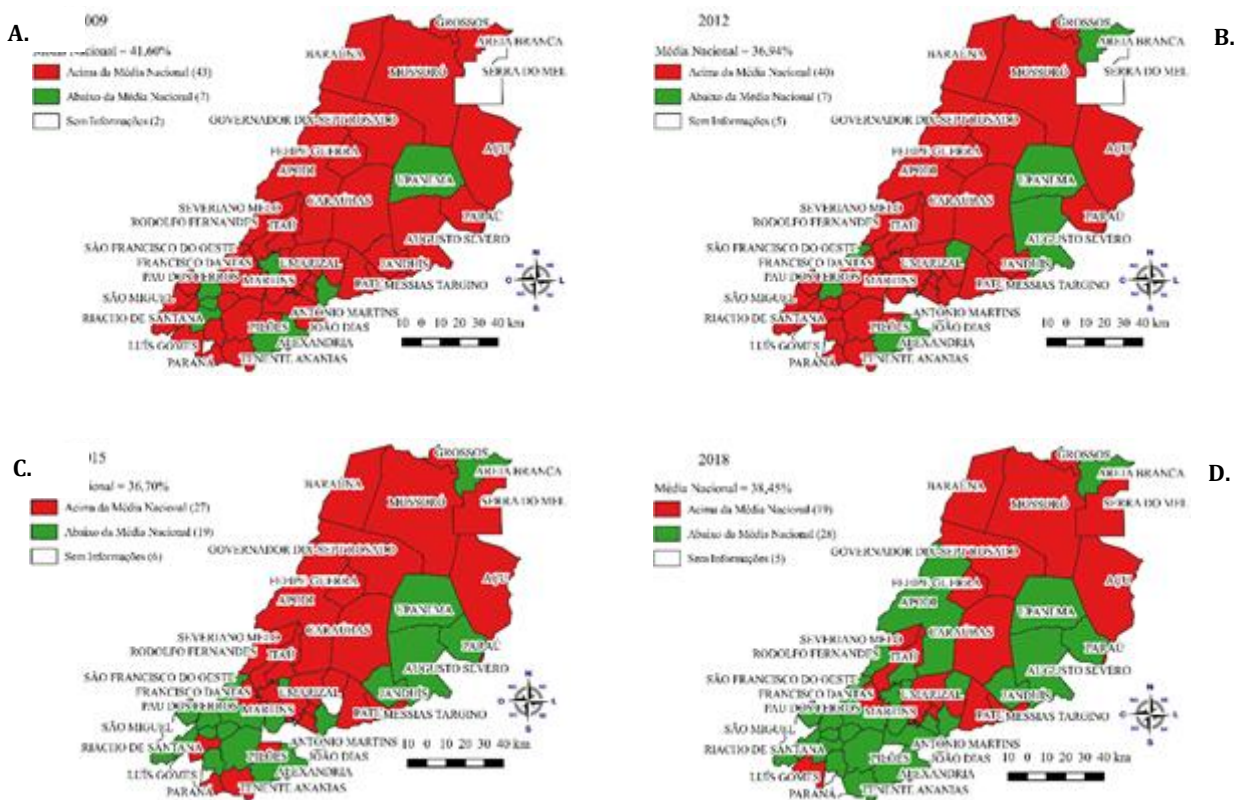


Figura 7. Índice de Perdas na distribuição para os diferentes anos de avaliação: 2009 (A); 2012 (B); 2015 (C); e 2018 (D)

Fonte: Autoria própria, 2020

Na Figura 8 é possível notar uma variação positiva nos municípios ideais, onde percebe-se que a quantidade de municípios ideais aumentou de 2 em 2009 para o 8 em 2018, e municípios ruins de 18 para 6 havendo então uma melhora quanto ao indicador analisado sendo o município de Serra do Mel o pior com cerca de 87% de perdas, ou seja, quase todo o volume produzido no município é perdido na distribuição fator de bastante preocupação, merecendo uma ação imediata por meio dos gestores. Já o destaque positivo fica por conta de Encanto e Água Nova que apresentaram indicadores inferiores a 10% em 2018.

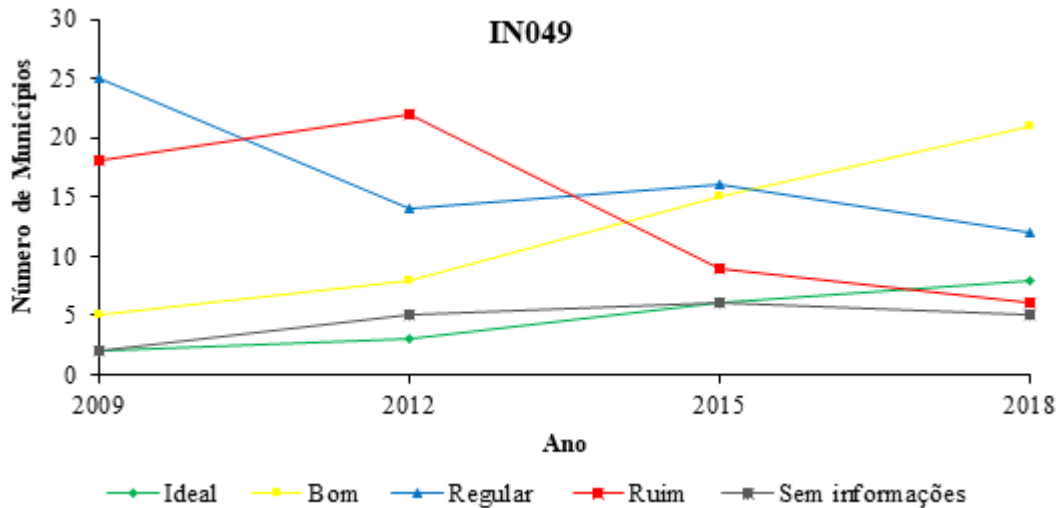
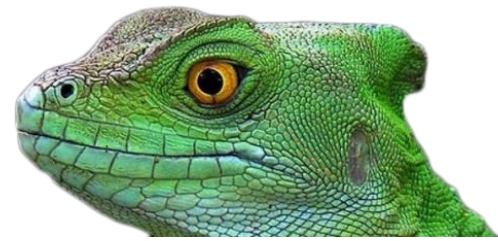


Figura 8. Classificação do índice de Perdas na distribuição em quatro anos avaliados e num intervalo de três anos

Fonte: Autoria própria, 2020

Índice de Perdas por ligação

A Figura 9 em relação aos índices de perdas por ligação nas médias nacionais nota-se que de 2015 (C) para 2018 (D) há um aumento de 327,02 para 339,26 L.lig⁻¹dia⁻¹ o que não é esperado, já que, a normalidade desse indicador apresenta o menor valor possível. Quanto à área estudada em 2009 (A), verificou-se que 27 municípios estavam abaixo da média nacional, em 2012 (B) diminuíram para 15, e em 2015 (C) eram 35 e 2018 (D) foram 34 analisando de 2009 (A) para 2018 (D) houve uma melhora porém não era esperado que este diminuísse de 27 para 15 nos anos de 2009 (A) para 2012 (B).

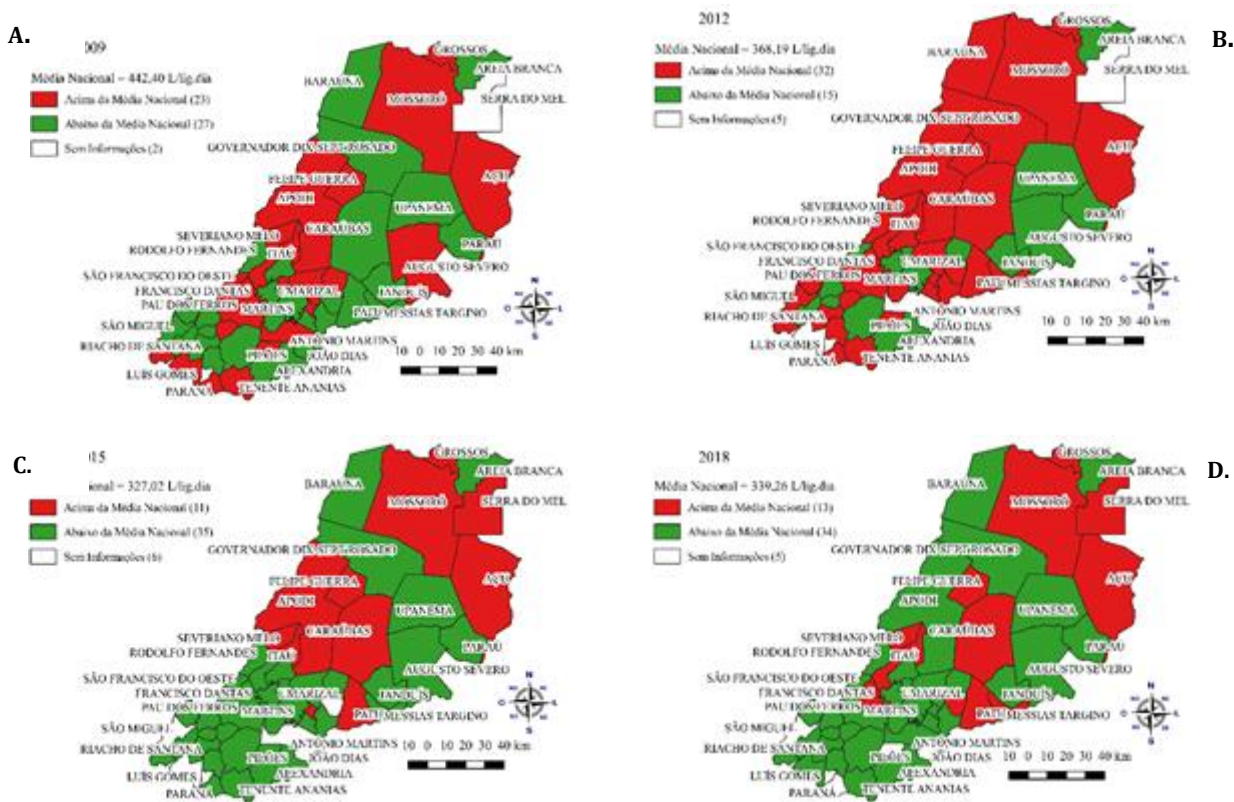


Figura 9. Índice de Perdas por ligação para os diferentes anos de avaliação: 2009 (A); 2012 (B); 2015 (C); e 2018 (D)

Fonte: Autoria própria, 2020

A evolução dos índices de perdas por ligação entre 2009 e 2018, estão apresentadas na Figura 10. Observou-se que para o primeiro ano os indicadores considerados ideais eram 7 e em 2018 eram 29, ou seja, 22 municípios conseguiram melhorar seu desempenho para ideais. Já os que eram considerados como ruins diminuíram de 11 para 3 fator é também positivo.

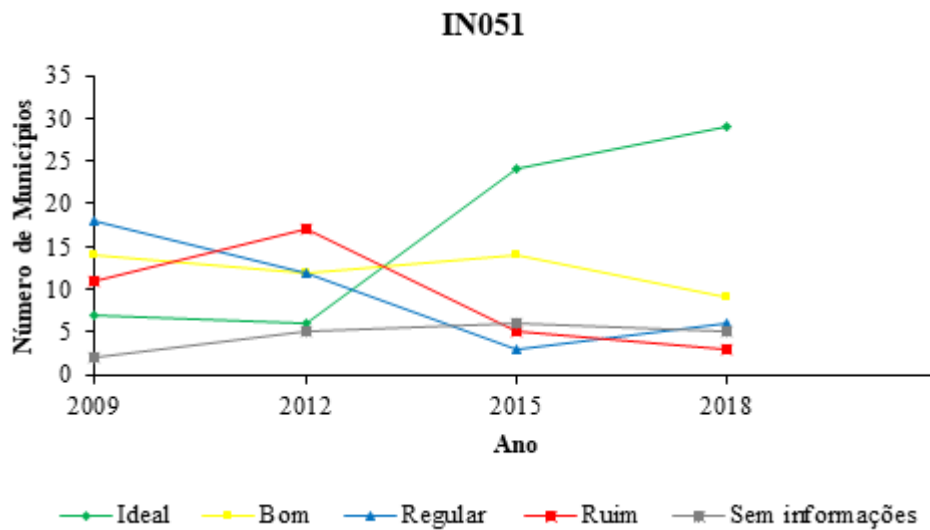


Figura 10. Classificação do índice de Perdas por ligação em quatro anos avaliados e num intervalo de três anos

Fonte: Autoria própria, 2020

Ranking das perdas na Bacia Apodi-Mossoró 2018

Por fim, foi elaborado o ranking dos municípios da bacia estudada conforme Quadro 4, em que observa-se os 10 melhores municípios são menores em termo populacional, nove deles possuem população até dez mil habitantes, nos quais dos seis que atingiram a nota máxima de 12 pontos, quatro possuem população até cinco mil habitantes sendo eles Água Nova (3230 habitantes), Almino Afonso (4761 habitantes), São Francisco do Oeste (4200 habitantes) e Venha-ver (4149 habitantes) fator que pode ser explicado devido a menor complexidade por se tratar de um sistema ser menor. Assim, sua gestão pode ser melhor com uma intervenção nesses sistemas, a qual requer manutenção e aperfeiçoamento. Contudo, os municípios devem serem tomados como referência positiva, já que, apresentaram melhor pontuação no ranking das perdas.

Em relação aos piores municípios foi possível notar que o processo ocorre ao contrário, os piores municípios são maiores em termo populacional sendo que estão entre eles os dois maiores, com mais de cinquenta mil habitantes, com 4 pontos Mossoró (300102 habitantes) onde apresentou desempenho regular nos 4 índices, merecendo uma intervenção prioritária com ação a curto prazo e Açu (57972 habitantes) com 3 pontos apresentando o índice de perdas na distribuição ruim. Desse modo, se faz necessário a intervenção prioritária, com ações imediatas de melhorias e combate às perdas e os outros 3 índices regulares.



Quadro 4. Ranking das Perdas 2018.

Colocação	Município	IN010	IN013	IN049	IN051	Pontos Totais
1º	Água Nova	Green	Green	Green	Green	12
2º	Almino Afonso	Green	Green	Green	Green	12
3º	Doutor Severiano	Green	Green	Green	Green	12
4º	Venha-Ver	Green	Green	Green	Green	12
5º	São Francisco do Oeste	Green	Green	Green	Green	12
6º	José da Penha	Green	Green	Green	Green	12
7º	Encanto	Green	Yellow	Green	Green	11
8º	Paraú	Green	Green	Yellow	Green	11
9º	Frutuoso Gomes	Green	Green	Yellow	Green	11
10º	Augusto Severo	Green	Green	Yellow	Green	11
11º	Viçosa	Green	Green	Yellow	Green	11
12º	Coronel João Pessoa	Green	Green	Yellow	Green	11
13º	Olho-d'Água do Borges	Green	Green	Yellow	Green	11
14º	Areia Branca	Green	Green	Yellow	Green	11
15º	Riacho da Cruz	Green	Green	Yellow	Green	11
16º	Marcelino Vieira	Green	Green	Yellow	Green	11
17º	Riacho de Santana	Green	Green	Yellow	Green	11
18º	Janduís	Green	Green	Yellow	Green	11
19º	Rafael Fernandes	Green	Green	Yellow	Green	11
20º	Serrinha dos Pintos	Green	Green	Yellow	Green	11
21º	Portalegre	Green	Green	Yellow	Green	11
22º	Pau dos Ferros	Green	Green	Yellow	Green	11
23º	Antônio Martins	Yellow	Green	Green	Green	10
24º	Rodolfo Fernandes	Yellow	Green	Green	Green	10
25º	Umarizal	Yellow	Green	Green	Green	10
26º	Alexandria	Yellow	Blue	Green	Green	9
27º	Tenente Ananias	Yellow	Green	Green	Green	9
28º	Apodi	Green	Green	Yellow	Green	9
29º	Martins	Yellow	Green	Green	Green	9
30º	Lucrécia	Yellow	Blue	Green	Green	7
31º	Upanema	Yellow	Blue	Green	Green	7
32º	Baraúna	Yellow	Blue	Green	Green	7
33º	Governador Dix-Sept Rosado	Yellow	Blue	Green	Green	7
34º	Francisco Dantas	Yellow	Blue	Green	Green	7
35º	Taboleiro Grande	Yellow	Blue	Green	Green	7
36º	Luís Gomes	Blue	Yellow	Green	Green	7
37º	Itaú	Blue	Yellow	Blue	Green	6
38º	Caraúbas	Yellow	Blue	Blue	Blue	5
39º	Rafael Godeiro	Blue	Blue	Yellow	Blue	5
40º	Messias Targino	Yellow	Red	Blue	Blue	4
41º	Mossoró	Blue	Blue	Blue	Blue	4
42º	Açu	Blue	Blue	Red	Blue	3
43º	Patu	Blue	Blue	Red	Blue	3
44º	Severiano Melo	Blue	Blue	Red	Blue	3
45º	Grossos	Blue	Blue	Red	Red	2
46º	Felipe Guerra	Blue	Blue	Red	Red	2
47º	Serra do Mel	Red	Red	Red	Red	0

Legenda
■ Ruim
■ Regular
■ Bom
■ Ideal



Destaca-se que todos os municípios com médias de ruim a pior necessitam de maior volume de água, em consonância com que notou ao fazer a comparação entre diferentes SAA do agreste brasileiro que as cidades acima de cinquenta mil habitantes apresentaram índices abaixo das demais faixas populacionais (BEZERRA, PERTEL e MACÊDO, 2019). O município de Serra do Mel foi o que obteve o pior desempenho, não conseguindo obter nenhum ponto, o qual merece intervenção prioritária imediata, os municípios de João Dias, Paraná, São Miguel, Paraná e Pilões devido à falta de informações.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Dentre os 47 municípios estudados, Serra do Mel se encontra em um estágio retardatário.

Os municípios de Mossoró e Açú apresentaram desempenho ruim, merecendo então maior atenção dos gestores, principalmente porque são os maiores em termos populacionais.

Em alguns casos, os dados não são pertinentes a realidade, podendo estar relacionado ao fato das companhias repassarem as informações ao Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento sem tanta exatidão e/ou os dados são negligenciados. Dessa maneira para que haja melhoria é necessário haver uma intervenção de monitoramento continuado com ações que venham a reduzir essas perdas, e conseqüentemente, realizar outros estudos com outras metodologias e mais detalhados acerca desse tema, os quais poderá servir de auxílio na tomada de decisão dos gestores da área em estudo.

Agradecimentos

Esse estudo foi parte do trabalho de conclusão de curso do primeiro autor da graduação em Ciência e Tecnologia, portanto, agradecemos a Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) e Companhia de Água e Esgotos do Estado do Rio Grande do Norte (CAERN).

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

BEZERRA, S. de T. M.; PERTEL, M.; MACÊDO, J. E. S. de. Avaliação de desempenho dos sistemas de abastecimento de água do Agreste brasileiro. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 19, n. 3, p.249-258, 2019.



SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (anos-base 2009 a 2018). Brasília: Ministério das Cidades. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em: 30 nov. 2019.

SEMARH-RN. Secretária do meio ambiente e dos recursos hídricos do RN. Disponível em:

<<http://servicos.semarh.rn.gov.br/semarh/sistemadeinformacoes/consulta/cBaciaDetalhe.asp?CodigoEstadual=01>>. Acesso em: 10 dez. 2019.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Manual de Saneamento. 3. ed. Brasília: 2004. 164 p.

TSUTIYA, M. T. Abastecimento de água. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 3ª Edição, 2006.

GO ASSOCIADOS (São Paulo). PERDAS DE ÁGUA 2018 (SNIS 2016): DESAFIOS PARA DISPONIBILIDADE HÍDRICA E AVANÇO DA EFICIÊNCIA DO SANEAMENTO BÁSICO. 2018. Trata Brasil. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/perdas-2018/estudo-completo.pdf>>. Acesso em: 30 nov. 2019.

BRASIL, Lei Federal. Lei federal 11.445, de 05 de janeiro de 2007: Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm>. Acesso em: 01 jan. 2020.

PERTEL, M.; AZEVEDO, J. P. S. de.; VOLSCHAN JUNIOR, I. Uso de indicadores de perdas para seleção de um benchmarking entre as companhias estaduais de serviço de distribuição de água no Brasil. Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre-RS, v. 21, n. 1, p.159-168, mar. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41520201600100120418>.

ARIS – Agência Reguladora Intermunicipal de Saneamento - SC. Resoluções Normativas e Estudos Técnicos. Informações disponíveis em: <http://www.aris.sc.gov.br/>.

BRASIL. INSTITUTO TRATA BRASIL. Ranking do Saneamento Instituto Trata Brasil 2016. 2016. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/ranking/2016/relatorio-completo.pdf>>. Acesso em: 4 jan. 2020.

RIBEIRO, A.A.C. Aplicações de sistemas de informações geográficas em empresa de saneamento. Edição: Universidade de Cruzeiro do Sul, Geoprocessamento aplicado ao planejamento urbano e rural. Vitória, 2012.

CALDO, L. A.; MAGALHÃES FILHO. SIG aplicado ao uso de indicadores de saneamento em municípios da Bacia do Alto Paraguai. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 485 – 495, 2014.

GIL, A. C. Métodos e Técnicas de Pesquisa Social. 6.ed. São Paulo: Atlas, 2008.

BARDINE, Renan. Benchmarking. 2017. Disponível em: <<https://www.coladaweb.com/administracao/benchmarking>>. Acesso em: 10 outubro 2019.

QGIS - The Leading Open Source Desktop GIS. Disponível em: <http://www.qgis.org/pt_BR/site/about/index.html>. Acesso em: 06 jan. 2020.

ARCGIS. Ajuda do ArcGIS Online: Shapefiles. 2018. Disponível em: <<https://doc.arcgis.com/pt-br/arcgis-online/reference/shapefiles.htm>>. Acesso em: 20 dez. 2019.



COMPARAÇÃO DE DIFERENTES BASES DE DADOS DE PRECIPITAÇÃO A PARTIR DE UMA DESAGREGAÇÃO SIMPLES

| ID 15527 |

1Marina Refatti Fagundes, 1Fernando Mainardi Fan

1Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS, e-mails: marinarf95@hotmail.com.br; fernando.fan@ufrgs.br

| RESUMO |

Considerando que a precipitação é uma das principais variáveis necessárias à caracterização do ciclo hidrológico de uma região, é importante que existam dados que possibilitem representar a grande heterogeneidade espacial e temporal que esse fenômeno possui. Para isso, podem ser utilizados pluviômetros ou pluviógrafos que registram de maneira precisa a lâmina precipitada em determinado local, sendo que suas medições são consideradas válidas apenas para a área localizada no entorno do equipamento. Dessa forma, para que os dados registrados representem de maneira eficiente a variabilidade da precipitação entre diferentes locais é necessário que muitas estações pluviométricas estejam instaladas em campo, o que normalmente não acontece. Nesse sentido, o desenvolvimento de métodos para estimar a precipitação através de outras tecnologias, como o uso de imagens de satélites, permite aprimorar a obtenção desses dados. Os produtos provenientes do uso de sensores remotos se destacam por abranger grandes extensões e não possuem muitas falhas em suas séries históricas. Além da resolução espacial, outro ponto importante de ser levado em consideração ao serem utilizados dados de precipitação é sua resolução temporal. Para o caso de bacias hidrográficas que respondem de maneira rápida aos eventos de precipitação, como é o caso de pequenas bacias localizadas em regiões montanhosas, é necessário haver uma série histórica com elevada resolução temporal, o que muitas vezes não se encontra disponível. Dessa forma, uma possibilidade encontrada a fim de aprimorar a qualidade das séries de dados é através do uso de métodos de desagregação. Sendo assim, registros de chuva com durações mais longas podem ser utilizados para criar séries com informações mais refinadas. Nesse sentido, o objetivo desse trabalho foi utilizar um método de desagregação simples com a finalidade de refinar a resolução temporal das séries históricas de precipitação provenientes de diferentes fontes de dados. Após realizar esse processamento, a qualidade das séries resultantes foi avaliada através das métricas estatísticas do viés e do erro médio absoluto, além de ser utilizada uma tabela de contingência a fim de verificar a probabilidade de detecção dos eventos e a taxa de falsos alarmes. Também, foram avaliados os coeficientes de desagregação obtidos para cada horário do dia por meio da elaboração de uma envoltória de desagregação. A área escolhida para realizar esse estudo foi a Bacia Hidrográfica do Rio do Boi, que está localizada em uma zona que possui características bem marcantes no relevo, sendo que o tempo de resposta da bacia aos eventos de precipitação é inferior a um dia. Como estudos futuros pretendem desenvolver um sistema de alerta para essa região, é necessário que os dados de precipitação estejam bem caracterizados de forma espacial e temporal. Através dos resultados obtidos por meio das análises realizadas pôde ser percebido que a desagregação das séries temporais reduziu o volume total precipitado em todos os casos, principalmente nas estimativas do TRMM. Os valores obtidos por meio do uso das métricas estatísticas foram considerados satisfatórios, mostrando que, em geral, os menores erros foram obtidos ao comparar as estações *in situ*. A partir das envoltórias de desagregação elaboradas poderão ser desagregadas as séries históricas com resolução temporal mais grosseira nos dias em que não houverem registros com melhor resolução temporal. Sendo assim, pode-se concluir que a utilização de séries históricas de precipitação provenientes de diferentes fontes, em conjunto com a metodologia de desagregação



escolhida, permite aprimorar a resolução temporal e espacial dos dados de modo que a dinâmica hidrológica para a bacia em estudo possa ser representada de maneira mais eficiente.

Palavras-chave: precipitação; estimativas de satélites; desagregação dos dados.

| INTRODUÇÃO |

O conhecimento da precipitação em escala de bacia hidrográfica é de extrema importância para as análises de hidrologia, sendo considerada por muitos autores como a principal variável para a caracterização hidrológica de uma região (JIMÉNEZ et al., 2015; CASTELHANO et al., 2017).

Para a obtenção dessas informações são utilizados pluviômetros e pluviógrafos que registram de maneira precisa a lâmina precipitada em determinado local. Entretanto, como as chuvas variam muito no espaço, principalmente as mais intensas, essas medições são consideradas válidas apenas para áreas localizadas no entorno do equipamento, exigindo, dessa forma, uma vasta cobertura do território para obter boas estimativas dessa variável (JIMÉNEZ et al., 2015).

Nesse sentido, áreas de difícil acesso muitas vezes restringem e tornam onerosa a medição da precipitação dessa maneira, deixando extensas áreas sem qualquer tipo de monitoramento. Esse é o caso da região Amazônica e de áreas do interior do sertão nordestino, em que há uma baixa densidade de equipamentos instalados e é notória sua má distribuição espacial (VIANA et al., 2010). Michelin et al. (2020) destacam que, mesmo para o caso de pequenas bacias hidrográficas, é importante haver uma representação precisa da distribuição espacial das chuvas para que os processos hidrológicos possam ser representados adequadamente.

Além disso, ao trabalhar com séries históricas de registros meteorológicos são comuns de serem encontradas falhas e inconsistências nos dados, o que dificulta e muitas vezes inviabiliza sua utilização (OLIVEIRA et al., 2010; CASTELHANO et al., 2017). Sendo assim, pode-se dizer que, em alguns casos, as observações in situ da precipitação são insuficientes para representar de modo eficaz a variabilidade espacial desse fenômeno (COLLISCHONN et al., 2006).

Tendo em vista essa problemática, o desenvolvimento de métodos de estimativa de precipitação através do uso de outras tecnologias, como a utilização de imagens de satélite, que possuem cobertura quase global, ou de radares meteorológicos, que possuem boa resolução espaço-temporal, tem a finalidade de aprimorar a obtenção desses dados (SKOFRONICK-JACKSON et al., 2017).

As estimativas de precipitação obtidas a partir de sensores remotos, apesar de serem menos precisas, fornecem uma boa aproximação da distribuição espacial das chuvas. Desse modo, podem



ser obtidas informações relativas à locais em que não existem equipamentos instalados. Também, permite potencializar a utilização dos postos pluviométricos através da espacialização de seus dados por meio de critérios físicos, sendo esta uma das grandes vantagens desse tipo de metodologia (CONTI, 2002; VIANA et al., 2010).

Entre os satélites mais conhecidos e utilizados nessa área destacam-se o TRMM (*Tropical Rainfall Measuring Mission*) e o GPM (*Global Precipitation Measurement*). As informações provenientes do TRMM são resultado de uma missão especial realizada em conjunto pela NASA e pela Agência de Exploração Aeroespacial Japonesa (JAXA) que tinha por finalidade monitorar as chuvas tropicais, tendo começado em 1997.

Já o GPM foi lançado em 2014 sendo o sucessor do TRMM. É uma missão internacional que mescla e interpola as estimativas de precipitação realizadas por micro-ondas de satélites, juntamente com estimativas realizadas na faixa do infravermelho e dados de postos pluviométricos, além de outras informações, a fim de aprimorar o resultado do produto final (QUEDI et al., 2018; SKOFRONICK-JACKSON et al., 2018). Nesse caso, o monitoramento climático é realizado para todo o globo e não somente para as regiões tropicais.

Diversos trabalhos têm sido realizados nesses últimos anos com a finalidade de comparar as estimativas de precipitação obtidas a partir dos satélites GPM e/ou TRMM com dados de postos pluviométricos. Entre eles pode-se citar o estudo de Collischonn et al. (2006), Rozante et al. (2010), Jiménez et al. (2015), Almeida et al. (2015), Anjum et al. (2016) e Quedi et al. (2018). Vale ressaltar que todos os estudos aqui citados avaliam grandes bacias hidrográficas.

Além da resolução espacial, outro ponto importante a ser considerado sobre os dados de precipitação é sua resolução temporal. Segundo Müller-Thomy (2020), as séries históricas com elevada resolução temporal são insuficientes para a maior parte das aplicações em hidrologia, principalmente para os casos das pequenas bacias hidrográficas. Sendo assim, esse autor destaca que uma possibilidade de melhorar a qualidade desses dados é através da utilização de técnicas de desagregação.

Conceitualmente, os métodos de desagregação podem ser definidos como a transformação de uma chuva com duração mais longa em uma chuva com uma duração inferior através do uso de determinados coeficientes (ABREU, 2018). Dessa forma, as informações de séries com resoluções mais grosseiras que possuem mais anos de dados disponíveis são utilizadas para criar séries com informações mais refinadas.

De acordo com Abreu (2018), a utilização de dados do local de estudo para a determinação dos coeficientes de desagregação permite que sejam obtidos melhores resultados nas séries



desagregadas do que a utilização de coeficientes pré-estabelecidos como os da CETESB (1979), por exemplo.

Sendo assim, o objetivo desse trabalho foi comparar séries históricas de precipitação obtidas a partir de diferentes bancos de dados para o caso de uma pequena bacia hidrográfica, de modo que os dados pudessem ser aprimorados, tanto espacial quanto temporalmente, utilizando para isso uma técnica de desagregação simples.

| CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO |

A área escolhida para realizar esse estudo foi a Bacia Hidrográfica do Rio do Boi, que fica localizada na fronteira dos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina, mais especificamente nos municípios de Cambará do Sul (RS) e Praia Grande (SC). A bacia hidrográfica em questão possui área total de aproximadamente 112,87 km² e tem como principais afluentes o Arroio Água Comprida e o Arroio Perdizes. Na Figura estão apresentados os limites da região em estudo e os principais cursos de água presentes.

Foi escolhido esse local para análise, pois estudos futuros pretendem desenvolver um sistema de alerta para essa região que esteja baseado em um modelo hidrológico chuva-vazão. Como essa é uma bacia hidrográfica pequena e que responde de maneira rápida aos eventos de precipitação, é extremamente importante haver uma série histórica consistente de dados de chuva para que o modelo a ser desenvolvido apresente resultados adequados.

Trabalhos anteriores realizados nessa bacia, como o de Bins (2018) e Fagundes (2018), utilizaram dados de estações pluviométricas para a realização de simulações. Os resultados obtidos mostraram que a qualidade e a resolução temporal dos dados históricos de precipitação influenciam de maneira direta na qualidade dos modelos gerados.

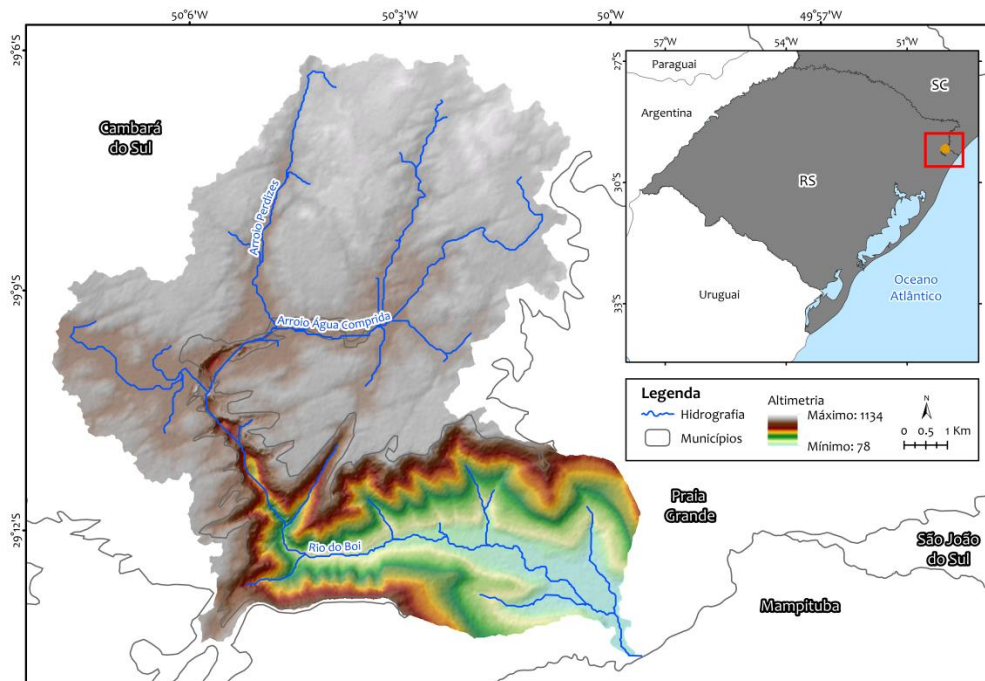


Figura 4: Localização da área de estudo.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A metodologia utilizada para o desenvolvimento desse estudo foi dividida em três etapas principais, conforme mostra o fluxograma apresentado na Figura . Cada uma dessas etapas será discutida com mais detalhes nos próximos parágrafos do texto.

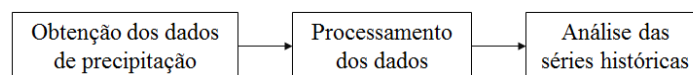


Figura 5: Fluxograma das etapas que foram seguidas para o desenvolvimento do presente trabalho.

Primeiramente, foram obtidas as séries históricas de precipitação a partir dos bancos de dados dos órgãos que possuem estações pluviométricas instaladas na região em que está localizada a Bacia Hidrográfica do Rio do Boi. Nesse caso, havia um total de 5 estações com disponibilidade de dados, sendo que 3 delas se encontram sob responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA), uma pelo Instituto Brasileiro de Meteorologia (INMET) e outra sob responsabilidade do Grupo de Pesquisas em Desastres Naturais (GPDEN) da UFRGS. Para atingir os objetivos do trabalho em questão, foram utilizadas as séries históricas obtidas de todas essas fontes, além das estimativas dos satélites TRMM e GPM.



Com relação aos dados de precipitação da ANA, os mesmos foram adquiridos a partir do portal *Hidroweb* e são referentes a três estações localizadas próximas à bacia em estudo, sendo elas, Praia Grande (02949001), Mãe dos Homens (02950056) e Camisas (02950008). As medições são realizadas às 7h da manhã do horário local, possuindo, dessa maneira, resolução temporal diária.

Já a estação automática do INMET localiza-se no município de Cambará do Sul e possui medidas horárias. Nesse caso, os dados foram solicitados através da Seção de Armazenamento de Dados Meteorológicos (SADMET) e encontram-se no horário UTC, tendo sido então realizada a conversão para o horário de Brasília a fim de poder realizar a comparação com as outras fontes de dados.

Os dados da estação sob responsabilidade do GPDEN são referentes a um pluviógrafo instalado na sede do Parque Nacional de Aparados da Serra (PNAS) em um local muito próximo aos principais afluentes do Rio do Boi. Essa estação é automática e realiza medições da precipitação a cada 10 minutos. Na Figura 6 está apresentada a localização das estações mencionadas e na Tabela 1 seus códigos e suas coordenadas.

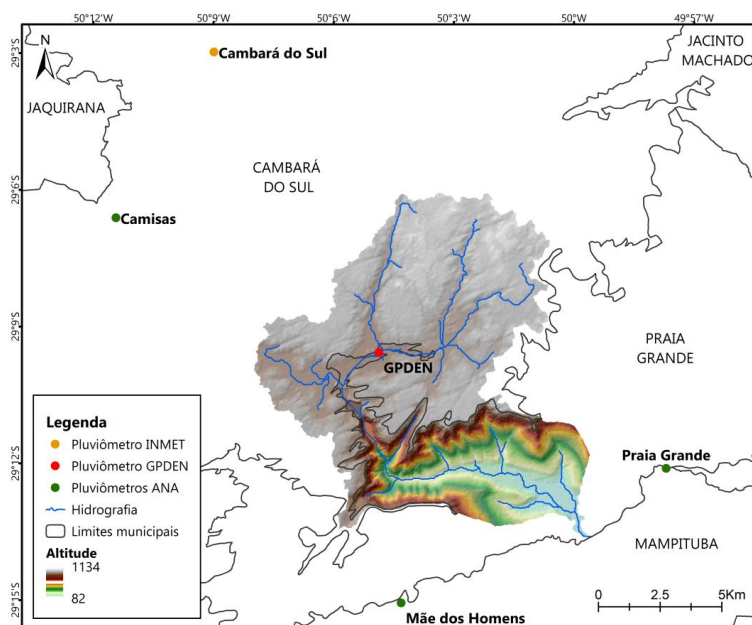


Figura 6: Área de estudo e estações pluviométricas utilizadas para análise.

No que diz respeito às estimativas dos satélites, foram utilizadas as séries históricas do TRMM e do GPM. Nesse caso, as imagens foram obtidas a partir da plataforma *Giovanni* da NASA (<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>) e as informações de interesse foram exportadas na forma de tabelas do Excel. Devido ao fato de que a bacia hidrográfica em estudo é relativamente



pequena, considerou-se que a precipitação ocorrida a cada intervalo de tempo é igual ao resultado da média ponderada da área pela precipitação ocorrida em cada *pixel* em que a bacia está inserida.

Tabela 1: Coordenadas e altitudes das estações utilizadas.

Nome da estação	Código	Latitude	Longitude	Altitude (m)
GPDEN	-	-29,16	-50,08	921
ANA Praia Grande	02949001	-29,20	-49,96	49
ANA Mãe dos Homens	02950056	-29,25	-50,07	183
ANA Camisas	02950008	-29,11	-50,19	975
INMET Cambará do Sul	A897	-29,05	-50,15	1017

Os dados do TRMM utilizados são referentes ao produto 3B42 que contém estimativas de precipitação realizadas com sensores na faixa do infravermelho combinadas com estimativas baseadas em imagens em micro-ondas (TRMM, 2011). Sua resolução temporal é de 3 horas e a resolução espacial de 0.25°, sendo que as informações são apresentadas na forma de um *grid*.

As estimativas de precipitação do GPM são provenientes do produto IMERG versão 6 (HUFFMANN *et al.*, 2019). Possui resolução espacial de 0.1° e sua resolução temporal é de 30 minutos. Os dados de ambos os satélites se encontram em mm/h e no horário UTC, tendo sido então convertidos para o horário de Brasília para possibilitar as comparações.

A série histórica utilizada para realizar a análise foi de novembro de 2017 a junho de 2019, totalizando 607 dias. Foi escolhido esse período, pois foi somente no final de 2017 em que a estação do GPDEN foi instalada. Como ela é a que possui a melhor resolução temporal e é a única localizada dentro da área da bacia, optou-se por utilizar somente o período de tempo que essa estação possui informações.

Tendo posse de todos esses dados, a próxima etapa do trabalho foi organizar as séries históricas de modo que a resolução temporal ficasse idêntica em todos os casos. Para isso, foram utilizadas técnicas de agregação e desagregação de modo que os registros de precipitação fossem agrupados de hora em hora. Sendo assim, a estação do INMET não precisou passar por essa fase do processamento, pois seus dados já estavam organizados dessa forma. Para a estação do GPDEN e para as estimativas do satélite GPM, os dados foram agregados de maneira simples, fazendo uma soma dos registros relativos a cada hora.

Já para os dados do TRMM e da ANA, a metodologia de desagregação utilizada foi considerar a distribuição temporal da chuva ocorrida a cada dia da série do GPDEN, que é a que possui melhor



resolução temporal, a fim de determinar um coeficiente de desagregação para cada hora do dia e para cada dia do período analisado. A chuva resultante foi então obtida através da multiplicação do coeficiente de desagregação determinado para aquela hora e para aquele dia pelos registros de chuva da série que se deseja desagregar.

Para o caso das séries históricas do TRMM, foi necessário primeiramente desagregar seus dados de 30 em 30 minutos devido ao fato de que as estimativas desse satélite são realizadas em horários quebrados, por exemplo, 1h30. Após, fez-se a soma dos registros relativos a cada hora. Com relação ao processo de desagregação das séries da ANA, é importante de ser ressaltado que a precipitação ocorrida em um dia foi considerada como sendo aquela que ocorreu entre às 8h do dia anterior e às 7h do dia que está sendo analisado, já que as medições dos pluviômetros da ANA são realizadas todos os dias às 7h da manhã.

Na Figura 4 está apresentado um esquema representativo da metodologia de desagregação dos dados. No exemplo, a precipitação do dia 11/02/2018 da estação pluviométrica Camisas é desagregada em dados horários tomando como base os coeficientes de desagregação estabelecidos para aquele dia a partir da precipitação horária do pluviógrafo do GPDEN.

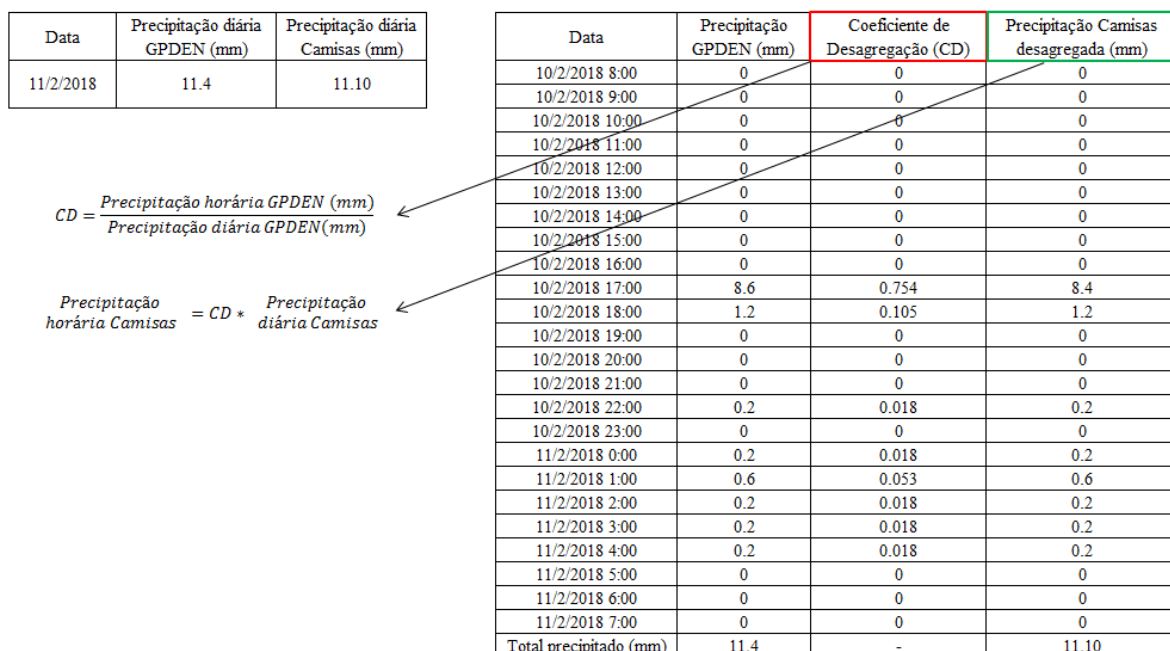
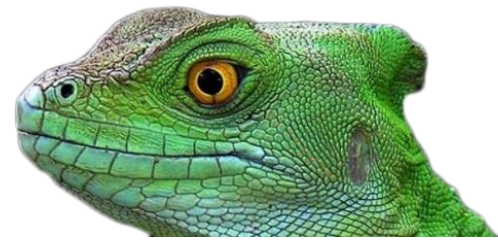


Figura 4: Esquema representativo da metodologia de desagregação dos dados de precipitação.

A última etapa do trabalho faz referência à análise das séries históricas. Essa foi realizada a partir de uma avaliação do volume total precipitado antes e após a desagregação para cada base de dados. Além disso, dois métodos estatísticos foram utilizados com a finalidade de verificar a



similaridade das mesmas, sendo eles: o viés linear, que indica se os dados estão sendo superestimados ou subestimados (Equação 1) e o erro médio absoluto, que faz referência à magnitude do erro (Equação 2). Nesse caso, não se deseja necessariamente que os valores dos erros sejam zero, já que para isso ocorrer as séries de precipitação devem ser idênticas, mas que as estações apresentem boas correlações visto que elas são próximas espacialmente.

$$Viés = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n (x_i - y_i) \quad (1)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |x_i - y_i| \quad (2)$$

Onde:

MAE é o erro médio absoluto

x_i é o valor da precipitação de uma série de dados

y_i é o valor da precipitação da série de dados usada como base para comparação

n é o tamanho da série de dados

Além dessas métricas, utilizou-se uma tabela de contingência a fim de verificar a capacidade de detecção dos eventos de precipitação e a taxa de falsos alarmes. Nesse estudo, as séries foram comparadas com a estação do GPDEN que é a única que está situada na área da bacia, sendo que a comparação foi realizada conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2: Tabela de contingência.

Estimativa	Observação - GPDEN	
	Sim	Não
Sim	a	b
Não	c	d

A probabilidade de detecção (*Probability of Detection* - POD) dos eventos é então determinada a partir da Equação 3 e corresponde aos momentos em que ambas as estações que estão sendo comparadas registraram alguma lâmina precipitada. Já a taxa de falsos alarmes (*Probability of False Detection* - POFD) foi determinada através do uso da Equação 4, correspondendo aos momentos em que o evento de precipitação foi registrado pela estação que está sendo comparada e não foi



registrado pela estação do GPDEN. Também, foi determinada a acurácia (AC) que faz referência ao número de estimativas corretas em relação ao total (Equação 5).

$$POD = \frac{a}{a+c} \quad (3)$$

$$POFD = \frac{b}{b+d} \quad (4)$$

$$AC = \frac{a+d}{n} \quad (5)$$

A partir desses dados, pode-se proceder para a elaboração do diagrama ROC, em que é construído um gráfico onde o eixo das abscissas representa os valores de POFD e as ordenadas os valores de POD. Os melhores resultados são obtidos quando os valores de POD são próximos de 1 e os valores de POFD são próximos de zero.

Por fim, foram analisados os coeficientes de desagregação obtidos para cada hora do dia de modo que pudesse ser avaliada a presença de tendências, ou seja, se existe alguma hora do dia em que chove mais. Isso foi feito através do uso de gráficos do tipo *boxplot*. Desse modo, pode ser estabelecida uma envoltória de desagregação dos dados diários para horários (no caso das estações da ANA) e de 3 horas para horários (no caso das estimativas do TRMM). Essa análise permite que dias que não possuem registros de informações mais detalhadas possam ser desagregados tomando como base a tendência da distribuição temporal da precipitação ao longo do dia e que sejam avaliadas as incertezas relativas aos resultados.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A partir da análise dos volumes totais precipitados para o período em estudo, percebe-se que os valores obtidos para a estação do GPDEN são inferiores a todas as outras séries, chegando a aproximadamente 700 mm a menos do que os valores obtidos para as estações pluviométricas da ANA (Praia Grande e Mãe dos Homens) e para as estimativas do TRMM e do GPM (Tabela 3).

Essa diferença talvez seja resultado da ocorrência de chuvas orográficas, que fazem com que grande parte da umidade trazida pelo oceano precipite ao encontrar os cânions. Isso resulta em maiores volumes precipitados nas estações Mãe dos Homens e Praia Grande, visto que essas estações encontram-se quase ao nível do mar. Com relação à estação do INMET, uma possibilidade de haver



maior precipitação registrada nesse pluviógrafo em relação ao do GPDEN, é que essa região pode estar mais suscetível aos processos de chuvas frontais, já que se encontra mais no interior do continente.

Outra série que apresentou total precipitado inferior às demais é a estação Camisas. Nesse caso, o valor ficou abaixo devido ao fato de que existem três meses sem registros de dados (março a maio de 2019). Esse é um fato importante de ser ressaltado, pois, entre todas as estações pluviométricas utilizadas nesse estudo, a única que não possuía nenhuma falha nos dados é a Praia Grande.

Tabela 3: Volume total precipitado obtido a partir da análise de cada base de dados no período compreendido entre os dias 01/11/2017 a 30/06/2019 e número de dias com falhas.

Base de dados	Total precipitado (mm)	Nº de dias com falhas
GPDEN	2457,6	19
ANA - Praia Grande	3216,0	0
ANA - Mãe dos Homens	3199,6	6
ANA - Camisas	2368,8	92
TRMM	3142,6	0
GPM	3150,1	0
INMET	2800,8	24

No que diz respeito à desagregação das séries históricas, a diferença entre o volume total precipitado antes e após a realização dessa etapa do processamento para cada base de dados está apresentada na Tabela 4. Ao avaliar o erro obtido entre essas estimativas, percebe-se que em todos os casos o processo de desagregação reduziu o volume total precipitado.

Entre todos os valores, foi percebida maior discrepância nas estimativas do TRMM. Isso resulta principalmente da diferença entre o momento em que o pluviógrafo do GPDEN registrou o evento de chuva e o momento em que o satélite TRMM registrou. Sendo assim, como o método de desagregação utilizado leva em consideração a distribuição temporal da chuva na estação do GPDEN, podem ocorrer situações em que o TRMM registrou alguma lâmina precipitada e a estação do GPDEN não. Desse modo, o coeficiente de desagregação para aquele momento fica sendo zero e, conseqüentemente, a chuva desagregada também, reduzindo dessa forma o volume total.



Tabela 4: Volumes totais precipitados antes e após a desagregação dos dados.

ESTAÇÃO	Total precipitado antes da desagregação (mm)	Total precipitado após a desagregação (mm)	Erro (mm)
GPDEN	2457,6	2457,6	-
ANA Praia Grande	3216,0	2997,0	219,0
ANA Mãe dos Homens	3199,6	2959,5	240,1
ANA Camisas	2368,8	2159,4	209,4
TRMM	3142,6	1381,9	1760,8
GPM	3150,1	3150,1	-
INMET	2800,8	2800,8	-

Entretanto, apesar dos valores dos volumes precipitados antes e após a desagregação diferirem consideravelmente em termos de magnitude, a distribuição temporal das séries de precipitação e a precipitação acumulada das séries históricas apresenta comportamento similar. Ainda que exista diferenças significativas entre as lâminas precipitadas entre as estações, destacando-se a do GPDEN que possui valores bem mais baixos que as demais, em geral, todos os grandes eventos foram representados.

No que diz respeito aos métodos estatísticos do viés e do erro médio absoluto (MAE), os mesmos foram avaliados através da comparação dos dados de cada uma das séries históricas com todas as outras séries históricas analisadas, ou seja, foram avaliados os dados do GPDEN com a estação Praia Grande, os dados do GPDEN com a estação Mãe dos Homens, os dados do GPDEN com a estação Camisas e assim sucessivamente.

A partir das análises realizadas, pode ser percebido que os valores absolutos do viés ficaram na faixa compreendida entre 0,003 e 0,121 mm conforme pode ser verificado na

Tabela 5. Em geral, a estação do GPDEN, que foi utilizada como base para a desagregação dos dados, apresentou boa relação com todas as outras. O menor erro foi obtido entre as estações Praia Grande e Mãe dos Homens e o maior entre as estimativas do GPM e do TRMM, sendo esta última a que apresentou os piores resultados quando comparada às demais, subestimando os dados de precipitação em todos os casos.



Tabela 5: Viés obtido entre as estações em análise. Os valores apresentados em verde apresentam os menores erros e os valores com tons de vermelho os maiores.

ESTAÇÃO - Viés		Y _i						
		GPDEN	ANA Praia Grande	ANA Mãe dos Homens	ANA Camisas	TRMM	GPM	INMET
X _i	GPDEN	-	-0,039	-0,036	0,019	0,074	-0,048	-0,024
	ANA Praia Grande	0,039	-	0,003	0,058	0,113	-0,008	0,016
	ANA Mãe dos Homens	0,036	-0,003	-	0,055	0,110	-0,011	0,013
	ANA Camisas	-0,019	-0,058	-0,055	-	0,055	-0,066	-0,042
	TRMM	-0,074	-0,113	-0,110	-0,055	-	0,121	-0,097
	GPM	0,048	0,008	0,011	0,066	0,121	-	0,024
	INMET	0,024	-0,016	-0,013	0,042	0,097	-0,024	-

Os valores dos erros absolutos estão apresentados na Tabela 6. A análise mostrou que estação Camisas e a do GPDEN são as que possuem os menores valores quando comparadas com as outras. Nesse caso, as estimativas do GPM foram as que resultaram nos maiores valores dos erros embora a diferença em relação às outras não seja tão elevada.

Tabela 6: Erro médio absoluto entre os dados das diferentes estações. Os valores em verde apresentam os menores erros e os valores em vermelho os maiores.

ESTAÇÃO - MAE		Y _i						
		GPDEN	ANA Praia Grande	ANA Mãe dos Homens	ANA Camisas	TRMM	GPM	INMET
X _i	GPDEN	-	0,107	0,118	0,121	0,189	0,257	0,201
	ANA Praia Grande	0,107	-	0,105	0,163	0,221	0,285	0,229
	ANA Mãe dos Homens	0,118	0,105	-	0,160	0,220	0,287	0,232
	ANA Camisas	0,121	0,163	0,160	-	0,171	0,245	0,190
	TRMM	0,189	0,221	0,220	0,171	-	0,225	0,218
	GPM	0,257	0,285	0,287	0,245	0,225	-	0,237
	INMET	0,201	0,229	0,232	0,190	0,218	0,237	-



A Tabela 7 expõe os resultados obtidos através do uso da tabela de contingência. Com relação à probabilidade de detecção, em geral, as estações apresentaram resultados satisfatórios, destacando-se a Praia Grande com um valor de 0,90. Vale ressaltar que, mesmo que não tenham sido obtidos valores tão elevados de POD para algumas estimativas, isso não quer dizer que os eventos de precipitação não tenham sido registrados, mas talvez que eles estejam defasados no tempo de ocorrência. Dessa forma, o valor desse parâmetro fica sendo mais baixo.

Foram obtidos valores relativos à taxa de falsos alarmes somente para as estimativas do GPM e para os dados do INMET. Para as estações da ANA e para as estimativas do TRMM os valores ficaram sendo zero devido ao processo de desagregação. Como comentado anteriormente, isso ocorre devido ao fato de que nos momentos em que a estação do GPDEN não possui registros relativos à lâmina precipitada, os coeficientes de desagregação acabam ficando com valor zero. Sendo assim, os valores de “b” na Equação 4 são nulos. De todas as métricas, a que apresentou melhores resultados foi a acurácia com valores elevados para todas as bases de dados.

Tabela 7: Tabela de contingência apresentando os resultados da probabilidade de detecção, a taxa de falsos alarmes e a acurácia das séries de dados quando comparadas com a do GPDEN.

ROC	POD	POFD	ACC
ANA Praia Grande	0,90	0,00	0,98
ANA Mãe dos Homens	0,77	0,00	0,96
ANA Camisas	0,66	0,00	0,95
TRMM	0,25	0,00	0,88
GPM	0,48	0,16	0,78
INMET	0,44	0,04	0,87

Na Figura 5 os resultados relativos ao diagrama ROC são apresentados de maneira gráfica. Em todas as situações os resultados ficaram localizados acima da equação de desempenho da climatologia, o que indica que a qualidade dos dados é considerada satisfatória.

Por fim, as envoltórias dos coeficientes de desagregação estão apresentadas nas Figura 6 e **Figura 7**. Pode ser percebido que os coeficientes obtidos para as estações da ANA, em que os dados diários foram transformados para horários, apresentam maior dispersão no começo da manhã, tendo seus maiores valores às 7h e às 8h. No que diz respeito aos *outliers*, sua presença foi identificada em maior quantidade das 15h às 23h.

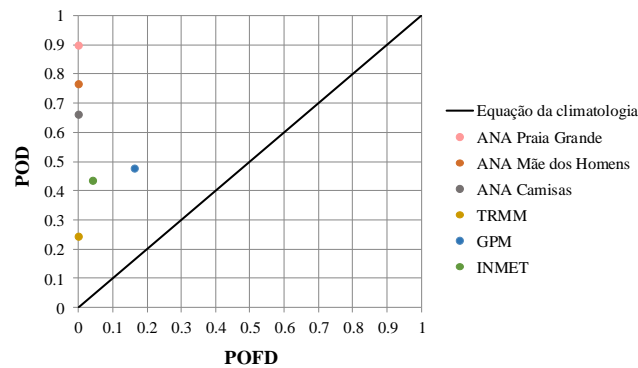
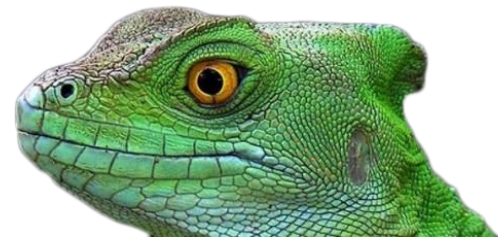


Figura 5: Diagrama ROC apresentando as probabilidades de detecção e falsa detecção para as estações em estudo.

Com relação à envoltória dos coeficientes de desagregação obtidos para o TRMM, foi observada grande dispersão de seus valores das 2h às 8h e menor dispersão no final da tarde. Como no caso anterior, os *outliers* também foram identificados a partir das 15h, mas, nesse caso, a quantidade observada foi inferior. Em ambas as situações as distribuições apresentaram simetria positiva, ou seja, a maior parte de seus valores ficou próxima ao primeiro quartil e somente foram identificados *outliers* relativos aos maiores valores dos coeficientes de desagregação.

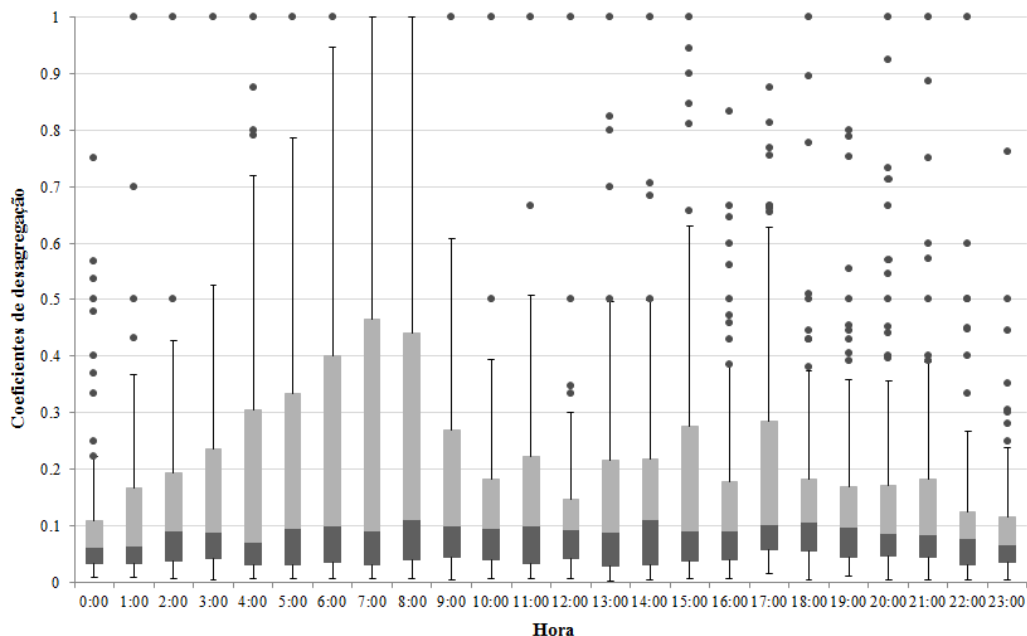


Figura 6: Boxplot construído a partir dos dados dos coeficientes de desagregação diários para os dados da ANA.

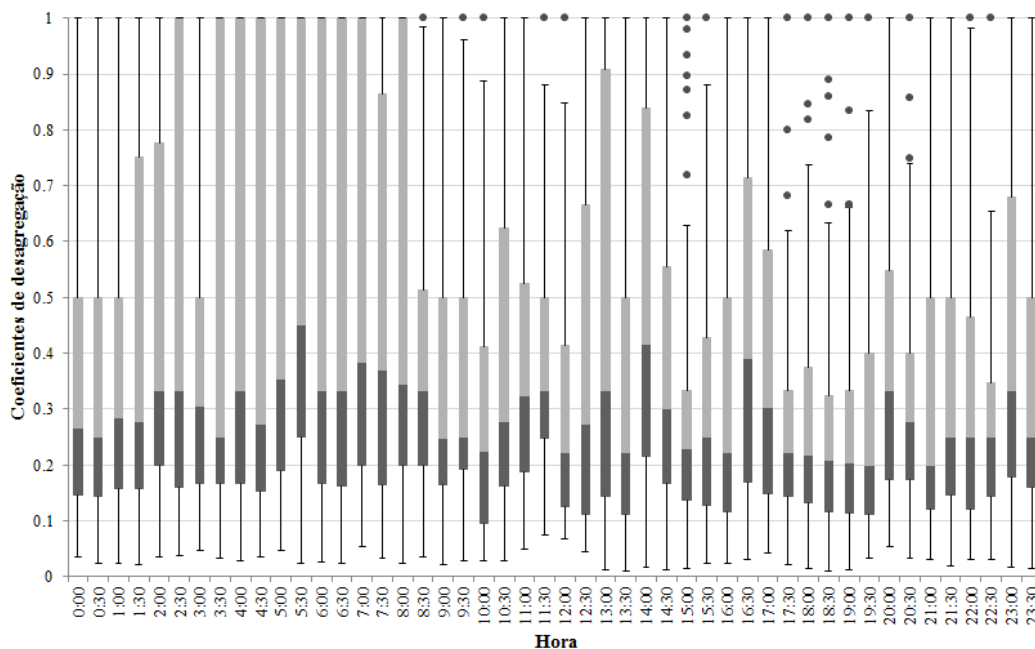


Figura 7: Boxplot construído a partir dos coeficientes de desagregação para os dados do TRMM.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Através das análises realizadas, pode ser percebido que, em termos de volumes totais precipitados, os dados de chuva possuem uma variação de magnitude significativa ao comparar os diferentes postos pluviométricos. Isso reforça o fato de que esse é um fenômeno que apresenta grande variabilidade espacial e ressalta a importância de haver um sistema de monitoramento eficiente mesmo em pequenas bacias hidrográficas.

Para o caso das estimativas dos satélites, pode-se dizer que a correlação entre os dados foi satisfatória, sendo que os resultados obtidos a partir da avaliação das informações do GPM foram melhores que as do TRMM para a bacia em estudo. Apesar das diferenças das estimativas dos sensores remotos serem maiores que as dos postos pluviométricos para a maior parte das análises, suas séries históricas não possuíam falhas nos dados, apresentando-se como uma grande vantagem em relação às séries das estações pluviométricas que continham diversas lacunas. Essa característica é útil principalmente quando se deseja realizar simulações por contínuo.

Com relação à metodologia de desagregação aplicada, pode-se concluir que, apesar de ser simples, ela é eficiente e possibilita melhorar a qualidade de séries históricas com resoluções mais grosseiras. Para o caso da bacia hidrográfica do Rio do Boi, esse fato possui extrema importância, já



que dados com resolução temporal diária não permitem representar de maneira eficiente os processos hidrológicos que ocorrem no local.

Não se pode deixar de citar que os maiores erros encontrados no processo de desagregação utilizado são relativos aos momentos em que não é registrada lâmina precipitada na estação do GPDEN e é registrada na estação que se deseja desagregar, resultado em uma redução no volume total. Para as estações da ANA esse erro não foi tão elevado, entretanto para as estimativas do TRMM as diferenças foram mais significativas.

A partir das envoltórias obtidas, poderão ser desagregados os dados com resoluções temporais mais grosseiras em dias em que não houver dados observados com melhor resolução temporal. O uso de gráficos do tipo *boxplot* nessa análise permite que se tenha uma ideia das incertezas associadas aos valores encontrados como resultado desse processo.

Por fim, acredita-se que as séries históricas aqui analisadas poderão ser utilizadas como dados de entrada de um modelo hidrológico chuva-vazão a ser desenvolvido para a mesma bacia hidrográfica.

Agradecimentos

Os autores desse trabalho gostariam de agradecer à CAPES pela bolsa de pesquisa e ao Grupo de Pesquisas em Desastres Naturais (GPDEN - UFRGS) pelo apoio recebido.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Abreu, M. C. 2018. Desempenho de métodos de desagregação de chuvas intensas. Tese de Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Meteorologia Aplicada da Universidade Federal de Viçosa. Viçosa.
- Almeida, C. T.; Delgado, R.C.; Oliveira, J.F.; Gois, G.; Cavalcanti, A.S. 2015. Avaliação das estimativas de precipitação do produto 3B43-TRMM do estado do Amazonas. *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 3, p. 279-286.
- Anjum, M. N.; Ding, Y.; Shagguan, D.; Tahir, A. A.; Iqbal, M.; Adnan, M. 2016. Comparison of two successive versions 6 and 7 of TMPA satellite precipitation products with rain gauge data over Swat Watershed, Hindukush Mountains, Pakistan. *Atmospheric Science Letters*, v. 17, n. 4, p. 270-279.
- Bins, R. B. F. 2018. Contribuições para a previsão de cheias e fechamento da Trilha do rio do Boi – Cânion do Itaimbezinho, RS. Trabalho de Conclusão de Curso – Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. Porto Alegre.
- Castelhana, F. J.; Pinheiro, G. M.; Roseghini, W. F. F. 2017. Correlação entre dados pluviométricos de superfície e satélites para estudos climatológicos. *Geosul*, v. 32, n. 64, p. 179-192.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). 1979. Drenagem urbana: manual de projeto. Departamento de Águas e Energia Elétrica do estado de São Paulo, 479p.



- Collischonn, B.; Allasia, D. Collischonn, W.; Tucci, C. E. M. 2006. Estimativas de precipitação por sensoriamento remoto passivo: desempenho do satélite TRMM na bacia do alto Paraguai até Descalvados. Anais do 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal [recurso eletrônico], pg. 47-56.
- Conti, G. N. 2002. Estimativa da precipitação através de técnicas de sensoriamento remoto: Estudo de caso para o estado do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós Graduação em Recursos Hídrico e Saneamento Ambiental. Porto Alegre.
- Fagundes, M. R. 2018. Modelagem hidrológica e hidrodinâmica a fim de auxiliar na definição de um critério para o fechamento da Trilha do Rio do Boi. Trabalho de Conclusão de Curso – Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. Porto Alegre.
- Huffman, G. J.; Stocker, E. F.; Bolvin, D. T.; Nelkin, E. J.; Tan, J. 2019. GPM IMERG Final Precipitation L3 Half Hourly 0.1 degree x 0.1 degree V06, Greenbelt, MD, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC). Acesso em: 15 jan. 2020.
- Jiménez, K. Q.; Collischonn, W. 2015. Método de combinação de dados de precipitação estimados por satélite e medidos em pluviômetros para a modelagem hidrológica. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 20, n. 1, p. 202-217.
- Michelon, A.; Benoit, L.; Beria, H.; Ceperley, N.; Schaepli, B. 2020. On the value of high density rain gauge observations for small Alpine headwater catchments. Hydrology and Earth System Sciences. In review.
- Müller-Thomy, H. 2020. Temporal rainfall disaggregation using a micro-canonical cascade model: possibilities to improve the autocorrelation. Hydrology and Earth System Sciences, v. 24, pg. 169–188.
- Oliveira, L. F. C.; Fioreze, A. P.; Medeiros, A. M.; Silva, M. A. 2010. Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental - Agriambi, v. 14, n. 11, pg. 1186-1192.
- Quedi, E. S.; Campos, J. A.; Fan, F. M. 2018. Validação de dados do Global Precipitation Mission (GPM) com observações in situ na bacia do Rio São Francisco. Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Anais do XIV SRHNE.
- Rozante, J. R.; Moreira, D. S.; Gonçalves, L. G.; Vila, D. A. 2010. Combining TRMM and surface observations of precipitation: technique and validation over South America. Weather and forecasting, v. 25, n. 3, p. 885-894.
- Skofronick-Jackson G.; Petersen W. A.; Berg W.; Kidd, C.; Stocker, E.F.; Kirschbaum, D.B.; Kakar, R.; Braun, S.A.; Huffman, G. J.; Iguchi, T.; Kirstetter, P.E.; Kummerow, C.; Meneghini, R.; Oki, R.; Olson, W.S.; Takayabu, Y.N.; Furukawa, K.; Wilheit, T. 2017. The Global Precipitation Measurement (GPM) Mission for Science and Society. Bulletin of the American Meteorological Society, v. 98, n. 8, pg. 1679–1695.
- Skofronick-Jackson, G.; Berg, W.; Kidd, C.; Kirschbaum, D. B.; Petersen, W. A.; Huffman, G. J.; Takayabu, Y. N. 2018. Global precipitation measurement (GPM): Unified precipitation estimation from space. In: Remote Sensing of Clouds and Precipitation. Springer, Cham. pg. 175-193.
- Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM). 2011. TRMM (TMPA) Rainfall Estimate L3 3 hour 0.25 degree x 0.25 degree V7, Greenbelt, MD, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC). Acesso em: 15 jan. 2020.
- Viana, D. R.; Ferreira, N. J.; Conforte, J. C. 2010. Avaliação das estimativas de precipitação 3B42 e 3B43 do satélite TRMM na Região Sul do Brasil. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, v.16.



MAPEAMENTO DE ÁREA SUSCETÍVEIS À INUNDAÇÃO NA BACIA DO RIO DOS SINOS – RS, UTILIZANDO O MODELO HAND

| ID 15616 |

1Gustavo Schefelbanis Araujo, 2Rafaela Righi Martins, 3Raviel Eurico Basso

1Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: gustavo.esa@hotmail.com; 2Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: rafaelarighi@outlook.com; 3Universidade Federal de Goiás, e-mail: basso.raviel@gmail.com

| RESUMO |

Apesar de naturais, inundações são um risco para a população, que devido ao crescimento populacional exponencial principalmente em áreas urbanas, e a má distribuição monetária, ocupam áreas propensas a esse desastre natural. A fim de evitar perdas materiais e vidas humanas, este trabalho apresenta o mapeamento das áreas susceptíveis a inundações na Bacia do Rio dos Sinos-RS, que está previsto pelo Decreto Nacional Nº 7.257 de 4 de agosto de 2010, o qual prevê o monitoramento e o mapeamento de áreas inundáveis. Com essa finalidade e com o auxílio do QGis, o qual é um software livre que abrange ferramentas para o estudo e análise de diversos dados com base em um Sistema de Informações Geográficas (SIG). A partir do Qgis, aplicou-se o modelo Height Above the Nearest Drainage (HAND) (NOBRE, 2011), que normaliza a topografia conforme as alturas relativas ao longo de uma rede de drenagem, a partir de um Modelo Numérico de Terreno (MNT). Assim tendo como base o MNT proveniente da iniciativa TOPODATA, com resolução de 1 arco de segundo (aproximadamente 30 metros), o modelo HAND foi classificado em 4 categorias sendo elas Alagamento, cujo o valor do HAND é menor que 5 m, Ecótono onde a classificação se dá por HAND entre 5 e 15 m, Encostas com valor entre 15 e 50 m e Topos de Morro quando o valor HAND é superior a 50 m. Para a validação dos dados foi feita uma classificação semi-automática utilizando o Plugin SCP e imagens Landsat 8, sensor OLI, órbita 220 e pontos 80 e 81. Para selecionar as imagens do Satélite Landsat 8, foi feito uma pesquisa sobre as maiores vazões do Rio dos Sinos após 2015, isto pois o satélite Landsat 8 começou suas atividades em janeiro de 2015. Porém, devido à falta de informações durante eventos de inundações só foi possível o uso de imagens de datas próximas a eventos de inundações. O modelo HAND apresentou resultados bastantes consistentes, pois comparando a classificação SCP e os resultados obtidos por outros autores, na mesma área, não houve nenhum fator que contrariasse a utilização do modelo. Dito isso o modelo se mostrou eficaz, com a finalidade de orientar o planejamento e a implementação de medidas mitigadoras para evitar prejuízos como perdas econômicas, humanas e disseminação de doenças decorrentes de inundações.

Palavras-chave: Inundações; HAND; Bacia do Rio dos Sinos.

| INTRODUÇÃO |

Desde as antigas civilizações, é evidente a importância da água na vida das pessoas para consumo e produção de alimentos. Desse modo o crescimento das antigas cidades ocorreu próximos a cursos d'água e costas marítimas, tendo a necessidade do domínio desse elemento através de técnicas de canalização, irrigação, diques, entre outros (PITERMAN; GRECO, 2005). Segundo Cunha



e Gonçalves (2008) as inundações que ocorriam anualmente no Rio Nilo eram responsáveis pela contribuição da sobrevivência e riqueza dos moradores através do rejuvenescimento dos campos. Tendo em vista a importância dos recursos hídricos, as populações foram se estabelecendo próximas aos rios e durante o período da revolução industrial, houveram avanços científicos e tecnológicos, possibilitando o crescimento demográfico (ALVES, 2012). Entretanto, esse crescimento populacional ocorreu de forma exponencial, tendo uma expansão em loteamentos irregulares, desconsiderando o Plano Diretor Municipal, conseqüentemente prejudicando as ações para o controle ambiental urbano (TUCCI; BERTONI, 2003).

As ocupações próximas a rios e mananciais são proibidas, entretanto devido ao crescimento da urbanização e especulação imobiliária, muitas pessoas encontram nessas áreas uma possibilidade de moradia (ALMEIDA, 2014). Esses locais são protegidos pela Lei nº 12.651/2012, que estabelece as Áreas de Preservação Permanente (APPs), a fim de “preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas”. Quando há ocupações inadequadas dessas áreas, a população está sujeita a impactos devido às possíveis inundações, como perdas humanas, prejuízos econômicos e contaminações por doenças de veiculação hídrica e por depósitos de materiais tóxicos (IPH, 2005).

Nas últimas décadas o número de ocorrências de inundações tem aumentado consideravelmente, como consequência da intensificação do crescimento acentuado e desordenado da urbanização, além do desmatamento e ocupações em áreas de risco (GOERL; KOBAYAMA, 2005). Segundo o Relatório da Organização das Nações Unidas (ONU, 2020), o Brasil está entre os 15 países com maior índice populacional exposta ao risco de inundação, além de ser o desastre mais comum desde o ano 2000. Enchentes, inundações e enxurradas são processos naturais que ocorrem pelo acúmulo de água numa determinada área, entretanto normalmente seus conceitos são confundidos entre si. Os rios possuem o leito menor, onde a água escoar a maior parte do tempo, e o leito maior no qual ocorrem as inundações, que se repetem com uma frequência de 1,5 a 2 anos (TUCCI, 2003). Já as enxurradas são definidas como um escoamento superficial com alta velocidade.

Como forma de medidas necessárias para a prevenção, preparação, resposta e recuperação de desastres foi estabelecida a Lei Nº 12.608, de 10 de abril de 2012, que possui como uma das diretrizes do Art. 4º a “adoção da bacia hidrográfica como unidade de análise das ações de prevenção de desastres relacionados a corpos d’água”. As bacias hidrográficas são compostas basicamente por uma área de captação natural da precipitação, determinada pelo relevo, e redes de drenagem que convergem, fazendo com que a água escoar para um ponto comum, chamado de exutório. Quando há processo de precipitação, a água infiltra totalmente no solo até que haja saturação superficial,



normalmente ocorre quando há chuvas intensas. Quando isso ocorrer haverá o surgimento de escoamentos superficiais, que serão imediatamente conduzidos à rede de drenagem e consequentemente ao exutório (TUCCI, 1997). Tendo o conhecimento das características da bacia hidrográfica é possível definir como acontece o escoamento superficial, permitindo que sejam tomadas medidas prévias para o controle de enchentes e inundações, caso a área estudada seja suscetível a esses tipos de eventos (CARDOSO et al. 2006).

Dentre as formas de analisar as características de uma bacia hidrográfica podemos utilizar os softwares de geoprocessamento, que mostram-se eficientes para auxiliar nos estudos de monitoramento e gerenciamento de forma confiável e eficaz (GALVÍNCIO et al. 2007). O Decreto Nº 7.257 de 4 de agosto de 2010, considera ações de prevenção com a finalidade de reduzir a ocorrência e a intensidade de desastres, através da identificação, mapeamento e monitoramento de riscos, ameaças e vulnerabilidade locais. Para isso, temos diversas geotecnologias disponíveis para a manipulação de dados espaciais, e podemos citar o QGis, um programa gratuito licenciado pelo GNU (General Public License), de fácil manuseio no qual estão disponíveis várias ferramentas para a criação de mapas (TORCHETTO et al. 2014).

Um dos modelos que pode ser utilizado para o mapeamento de condições hidrológicas do terreno e mapeamento de áreas suscetíveis à inundação é o Height Above Nearest Drainage (HAND), que normaliza a topografia conforme as alturas relativas ao longo de uma rede de drenagem, assim obteremos uma topologia dos potenciais de drenagem local. No HAND pode-se utilizar o Modelo Digital de Elevação (MDE) como entrada, que fornecerá um novo MDE normalizado e poderá ser classificado conforme as distâncias verticais relativas dos cursos d'água (NOBRE et al. 2011). Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi estudar e avaliar as áreas suscetíveis às inundações na Bacia do Rio dos Sinos - RS com o modelo HAND, a fim de disponibilizar dados para a prevenção de desastres. A validação dos dados será feita através de uma classificação semi-automática utilizando o plugin SCP e imagens do Satélite Landsat 8, sensor OLI.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A área de estudo selecionada foi a Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, que contempla 32 municípios do Estado do Rio Grande do Sul. Com 3693 Km², a bacia ocupa cerca de 1,3% do território gaúcho e é responsável por aproximadamente 21% do Produto Interno Bruto do Estado (COMITESINOS, 2010). Possui a foz no lago Guaíba, sendo o Rio dos Sinos o principal da bacia, os



maiores afluentes são os Rios da Ilha, Paranhana e o Rolante (COMITESINOS, 2010). A Figura 1 apresenta a localização da Bacia do Rio dos Sinos no Estado do Rio Grande do Sul.

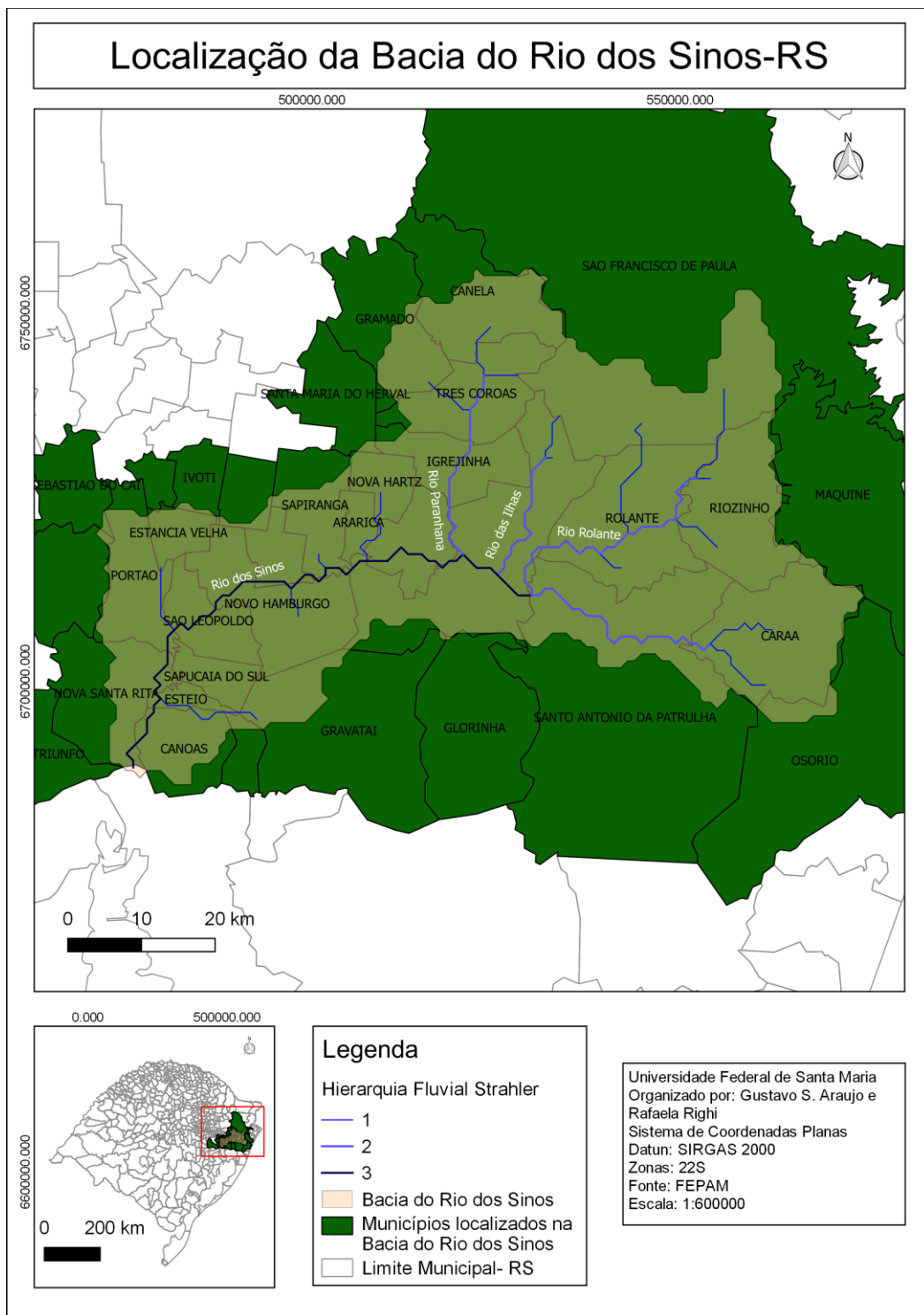
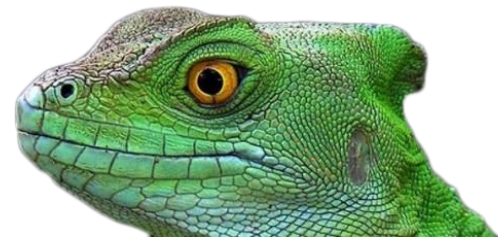


Figura 1: Localização da Bacia do Rio dos Sinos - RS. Fonte: Autores (2020)



Para a identificação de áreas suscetíveis à inundação na Bacia do Rio dos Sinos, utilizou-se o software de geoprocessamento Qgis (versão 2.18.7), e o plugin Terrain Analysis Using Digital Elevation Models (TauDEM 5.1.2), desenvolvido pela Universidade de Utah-EUA (2008). Como entrada de dados, foi utilizado um MDE proveniente da iniciativa TOPODATA, com resolução de 1 arco de segundo, aproximadamente 30 metros (VALERIANO 2008). A partir do MDE, foi aplicado o modelo HAND para a identificação de áreas susceptíveis à inundação na Bacia do Rio dos Sinos-RS. O modelo HAND relaciona as elevações do MNT de acordo com a distância vertical e de seus respectivos canais de drenagem. Para a aplicação do modelo HAND, são adotados seis passos, primeiramente é necessário aplicar o Remover Depressões (Pit Remove), este procedimento é responsável por normalizar as depressões do MNT, tendo como resultado um MNT com depressões corrigidas. Após a aplicação do Remover Depressões, é utilizado os algoritmos D8 e D^∞ ambos algoritmos servem para observar a direção dos caminhos de drenagem, o primeiro algoritmo adota a direção de descida mais acentuada para uma das oito células vizinhas para representar o campo de fluxo, já no D^∞ acontece um compartilhamento entre as células vizinhas, tendo assim um resultado mais próximo da realidade. Na sequência é definida a Área de Contribuição D8 (Flow Accumulation) e sua determinação é realizada a partir de um ponto (exutório). Em seguida, deve-se aplicar a Definição de Limiar de Fluxo Canalizado (Stream River by Threshold), que define onde o canal do corpo hídrico passa, e também é onde se especifica o nível de detalhamento dos corpos hídricos, nesta etapa que é definido o limiar do projeto, neste caso adotou-se limiar 50.

Por último deve-se aplicar o D-infinitude de distância abaixo vertical (HAND), neste passo a rede de drenagem está finalmente normalizada em relação a sua rede de fluxo e é possível observar as áreas suscetíveis a inundações. Assim o MNT é reclassificado com base na diferença entre a cota do canal mais próximo e as cotas da planície de inundação (GOERL, et al, 2017; MOMO et al. 2016). Para facilitar o entendimento a Figura 2 apresenta o fluxograma de aplicação do modelo HAND.

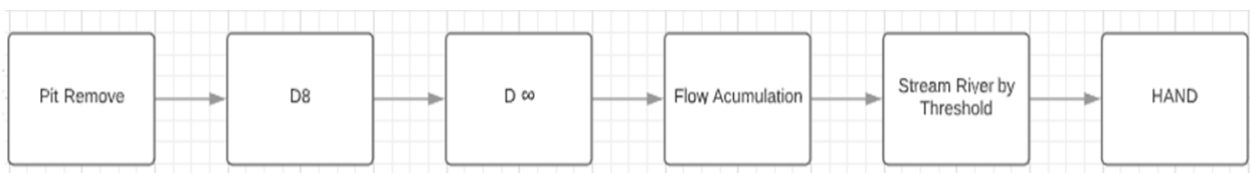


Figura 2: Fluxograma para obtenção do modelo HAND. Fonte: Autores (2020)

Após a aplicação da sequência deve ser realizada a classificação do novo MNT normalizado em relação a drenagem. Para determinação dessas classes foi utilizado os trabalhos de Rennó et. al (2008) e Nobre et. al (2011), os quais propuseram uma classificação em quatro limiares para o



HAND, sendo elas alagamento, ecótono, encostas e topos de morro, que podem ser observadas no Quadro 1.

Classe	Valor HAND
Alagamento	> 5
Ecótono	$5 < x < 15$
Encostas	$15 < x < 50$
Topos de Morro	> 50

Quadro 1: Classificação do Modelo HAND. Fonte: Autores (2020).

Com a classificação do MNT fornecido pelo modelo HAND, foi realizada a validação dos dados a partir de uma classificação semiautomática, utilizando o plugin Semi-Automatic Classification Plugin (SCP), que segundo Oliveira (2019) teve uma boa precisão utilizando imagens do satélite Landsat 8, sensor OLI. Pelo fato da bacia situar-se entre dois pontos do satélite, foi necessário fazer a criação de um mosaico entre duas imagens Landsat. As imagens utilizadas neste trabalho foram da órbita 221, pontos 80 e 81 e foram capturadas na data de 15 de outubro de 2018, no horário oficial de Brasília às 13:24:16 e 13:18:02 respectivamente, ambas imagens estão disponíveis no catálogo do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Após a criação do mosaico foi extraído o recorte utilizando como máscara o shapefile da Bacia do Rio dos Sinos, obtida junto a Embrapa, para finalizar a classificação.

A imagem pode ser classificada em 5 categorias, sendo elas: banhado, vegetação, mancha d'água, mancha urbana e agricultura. Para melhor visualizar essas categorias foi elaborada uma composição colorida RGB (B4, B3 e B2), que pode ser observada na Figura 3. Para definir essas categorias foi utilizado um conjunto de quinze amostras dentro de cada categoria, para que o plugin SCP pudesse classificar a imagem, na Figura 3 podemos observar uma amostra de cada categoria utilizada para a classificação semiautomática.

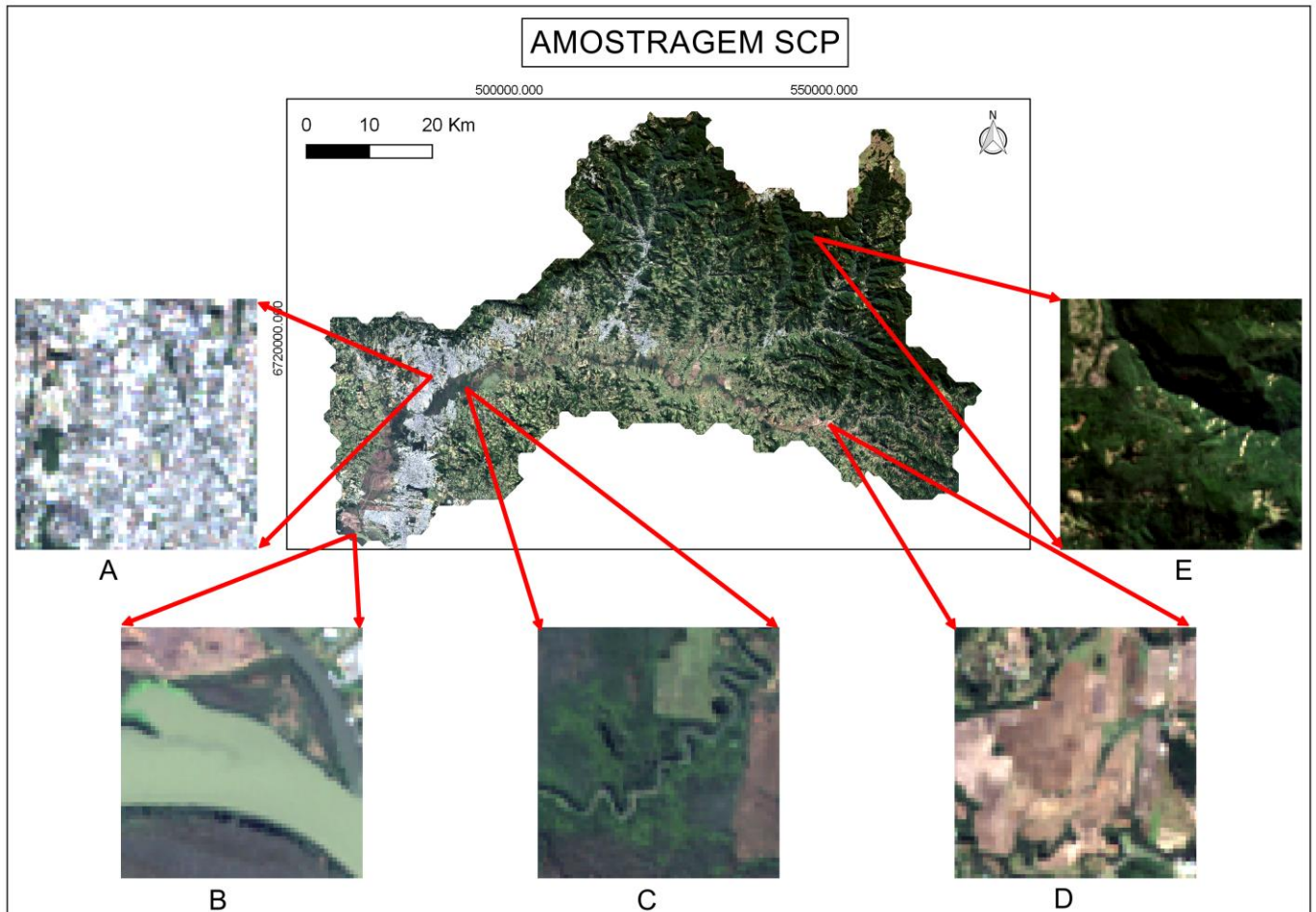
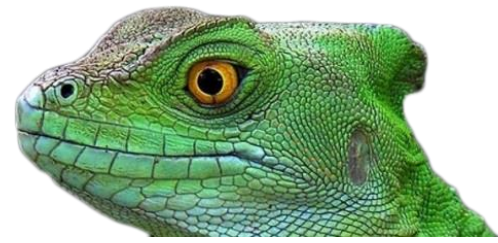


Figura 3: Amostragem SCP. Fonte: Autores (2020), sendo (A) Mancha Urbana, (B), Mancha D'água, (C) Banhado, (D) Agricultura e (E) Florestas.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A área em que está localizada a Foz do Rio dos Sinos apresenta uma área com um perfil topográfico bastante plano. Isso contribui para o resultado obtido onde praticamente toda a Foz do Rio dos Sinos está em área passível de alagamento, o modelo mostrou-se confiável. O limiar adotado foi de 50 e quanto menor o limiar, mais rica é a rede de drenagem do modelo, esse fator influenciou diretamente a área de classe alagada.

Para a validação dos dados, foi realizada uma pesquisa no Portal Hidroweb da Agência Nacional das Águas (ANA), sobre as vazões registradas no Rio dos Sinos, para utilizar imagens do Landsat 8 que mostrassem eventos de inundações na bacia. Os dados encontrados de vazões foram obtidos na estação 87382000 que se localiza em São Leopoldo - RS e está em funcionamento desde julho de 1973. Nessa estação foi registrada a vazão máxima de 1030,147 m³/s no dia 28 de agosto



de 2013, ou seja, 14 vezes a vazão média do rio que é de 70,384 m³/s (Hidroweb - ANA). Por conta do Landsat 8 oferecer apenas imagens a partir de 2015, optou-se por utilizar as vazões máximas a partir de 2015, que podem ser observadas no quadro 2.

Porém, após essa pesquisa não foi possível a obtenção de imagens durante os eventos por dois motivos: o primeiro é a falta de imagens nas referidas datas no catálogo do INPE durante esses eventos, e o segundo é que quando há a disponibilidade de imagens, elas possuem alguma (s) interferência (s) como a alta concentração de nuvens e ruídos na imagem. Desse modo foram analisadas imagens com datas próximas a esses eventos. As datas selecionadas foram: 24/07/2017, 22/06/2017 e 15/10/2018, com as respectivas vazões, 22,992; 101,763 e 100,861 m³/s (Hidroweb - ANA). Foi utilizada a terceira data pois a imagem possui melhor qualidade, com menos interferências e ruídos. A vazão média desse dia foi de 100,861 m³/s, portanto temos um evento de enchente e não de inundação, o que implica na ausência do extravasamento da calha do rio, consequentemente o modelo HAND teria um resultado maior que o da classificação SCP. Como dito anteriormente a classificação semiautomática foi realizada em 4 categorias sendo elas banhado, vegetação, mancha d'água, mancha urbana e agricultura e o resultado da classificação da imagem Landsat 8, pode ser observada na Figura 4.

Tabela 2: Vazões Históricas do Rio dos Sinos a partir de 2015. Fonte: Portal Hidroweb (ANA)

Data	Vazão (m ³ /s)
23/07/2015	747,721
21/07/2015	736,481
22/07/2015	729,056
24/07/2015	716,195
17/10/2015	685,653
20/07/2015	662,949
16/10/2015	661,226
25/07/2015	640,8
19/07/2015	627,443
18/07/2015	624,136

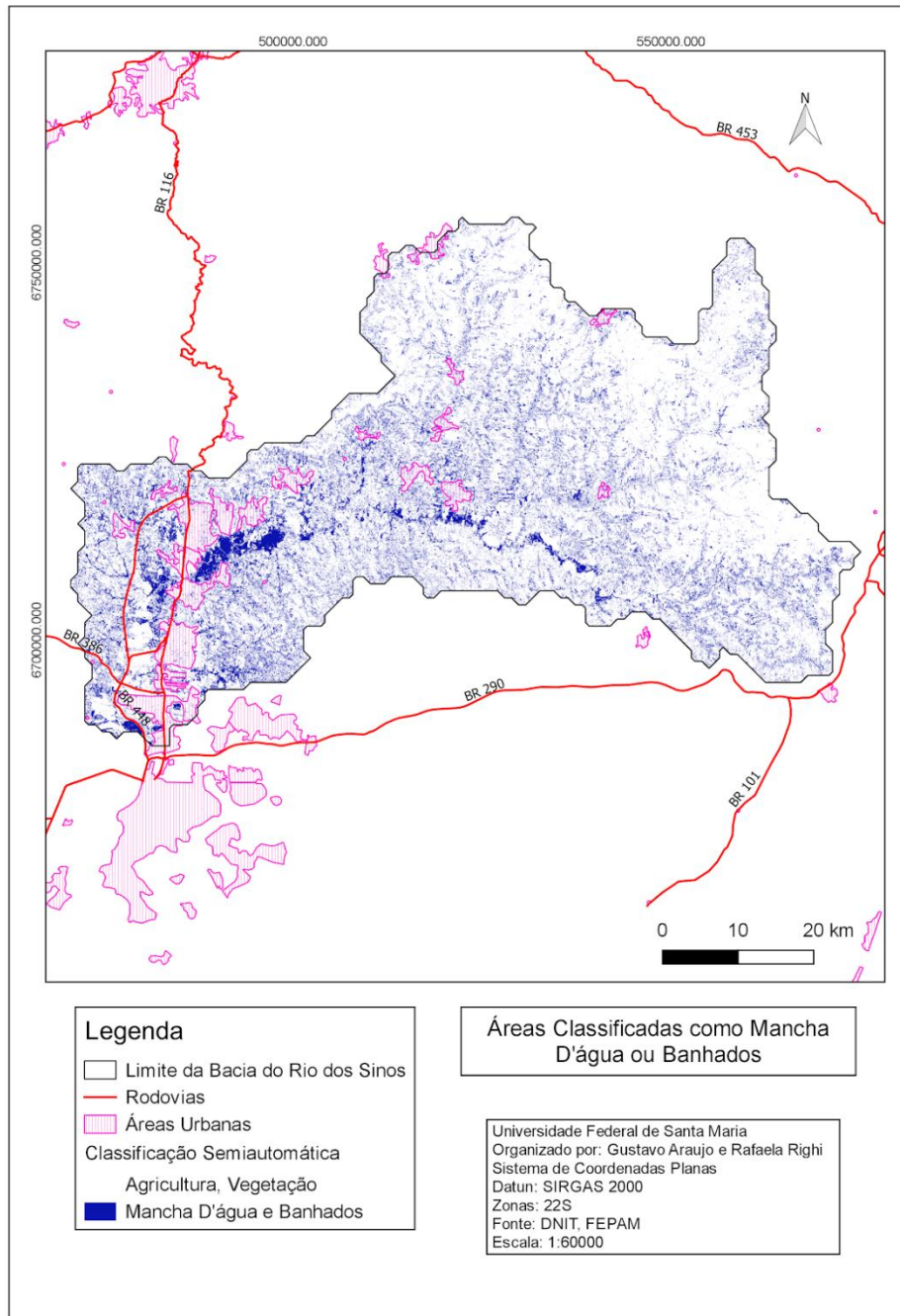
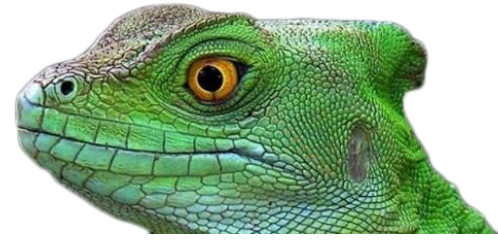


Figura 4: Classificação Semiautomática. Fonte: Autores (2020)

Em decorrência de não termos um evento de inundação e não termos acesso às imagens com qualidade desse evento, optou-se por utilizar a classificação de banhados como mancha d'água, pois segundo Ringuelet (1962) são áreas de solo cobertas por uma fina lâmina de água, com vegetação". Segundo Ricardo e Campanili (2008) os banhados geralmente se localizam próximos aos rios, em áreas onde extravasam as águas durante a enchente. Como podemos observar na Figura 3, os



banhados estão localizados em sua maior parte próximos às margens dos cursos hídricos da Bacia do Rio dos Sinos.

O resultado obtido pelo modelo HAND na Bacia do Rio dos Sinos apresenta uma área de alagamento significativa. Como dito anteriormente, o limiar adotado foi de 50, e quanto menor esse valor mais rico em cursos d'água será a hidrografia da bacia. Isso implica que sempre que o modelo encontrar um curso hídrico, ele adotará o valor HAND igual a zero e será classificado como alagável. Esse valor de limiar mostrou-se aceitável, pois comparando-se a zona de classificação semiautomática mais densa, com o resultado obtido pelo modelo HAND, percebe-se que a zona mais densa da classificação semiautomática estava completamente contida dentro da faixa alagável do modelo. Portanto, a classificação SCP que foi feita com uma imagem capturada durante um evento de enchente, deveria e está contida em um modelo que mostra áreas passíveis de inundações, pois para acontecer uma inundação o corpo hídrico deve extravasar e ocupar a sua planície de inundação.

Outro aspecto relevante é a influência de obras de macrodrenagem, pois segundo o modelo HAND as áreas urbanas estariam correndo risco de inundações, porém devido às interferências construtivas como os diques, essas áreas correm menor risco de inundações do que de fato apresenta o modelo, entretanto, devido ao tamanho do pixel esses diques não foram visualizados no MDE. Esse fato pode ser observado na Figura 5, que apresenta o mapa resultante do Modelo HAND; nele é possível observar a área mais densa da classificação semiautomática e no detalhe é possível observar a única parte de um dos diversos diques que existem na região do Rio dos Sinos, localizado na cidade de Canoas-RS. Essa “falha” no meio de uma área classificada como alagada ocorre devido a existência da estação de bombeamento localizada na Rua Curitiba, nº 506, Canoas-RS.

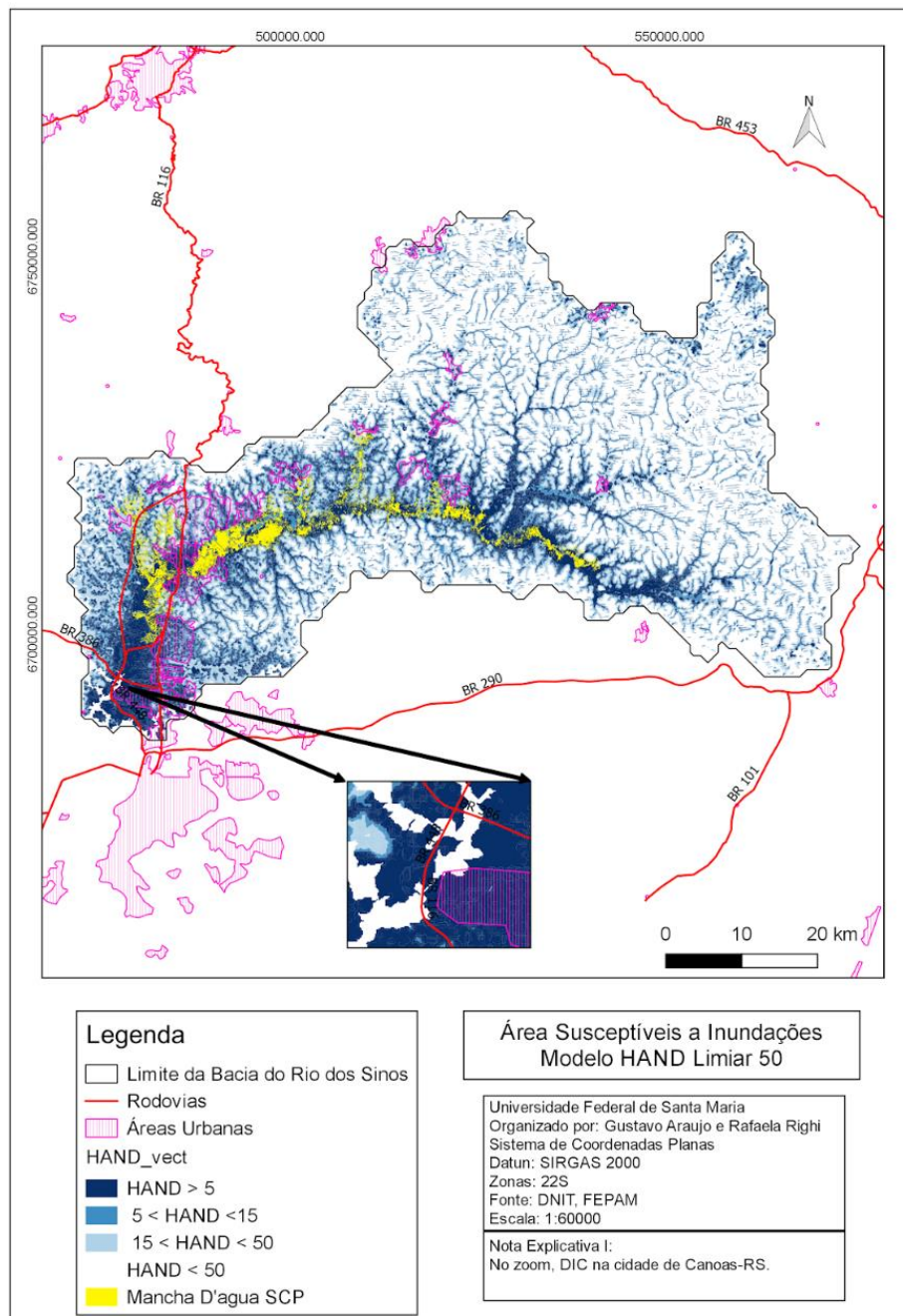


Figura 5: Áreas Suscetíveis à Inundação na Bacia do Rio dos Sinos pelo Modelo HAND. Fonte: Autores (2020)

Os resultados obtidos neste trabalho quando comparados a outros, mostram-se coerentes, pois ao compararmos com o resultado obtido por Oliveira, et al. (2009) onde os autores utilizaram imagens do Satélite Landsat 5 e a metodologia proposta por Saldanha et al. (1996), obtiveram o mapa de inundação na bacia do Rio dos Sinos, semelhante ao obtido pelo Modelo HAND. Finalmente é possível concluir que o modelo HAND é uma ótima alternativa para mapear áreas suscetíveis às inundações. Principalmente quando for possível realizar uma calibração na reclassificação do MNT



normalizado, baseados em imagens de satélite ou cotas obtidas em locais específicos. O uso do modelo HAND é um excelente método para melhor planejar e usar como referencial em projetos, como planos diretores e zoneamentos urbanos de áreas menos complexas e deixando para modelagens avançadas regiões de grande complexidade nas características de drenagem.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Apesar do modelo HAND ter apresentado resultados consistentes, dentro desse modelo é possível fazermos alguns refinamentos, entre eles a obtenção de imagens durante um período de inundações dentro da bacia para fazer uma classificação semiautomática de melhor precisão. Outro aspecto importante para salientar é que devido a entrada do modelo ser um MDE, quanto mais preciso ele for, mais próximo da realidade será o resultado obtido. O MDE proveniente da missão TOPODATA é obtido através de ajustes da missão SRTM, portanto não é tão preciso e possivelmente esse tenha sido o motivo pelo qual os demais diques não terem sido visualizados no projeto. No futuro pretende-se realizar a continuação dessa pesquisa aplicando o modelo com MDE que tenha uma melhor resolução, utilizando imagens de satélites durante eventos de inundações e observando a variação do modelo em relação a diferentes limiares.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil) (ANA). Hidroweb: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>> . Acesso em: 01 maio 2020.
- Almeida, L. S.; 2014. Ocupação habitacional das áreas de rios e mananciais em face da preservação de recursos hídricos: exercício regular de um direito ou violação de um princípio de direito fundamental?. Revista Jus Navigandi, ISSN 1518-4862, Teresina, ano 19, n. 3951, 26 abr. 2014. Disponível em: <https://jus.com.br/artigos/27947>. Acesso em: 24 abr. 2020.
- Alves, J. E. D.; 2012. A transição demográfica e o crescimento populacional no mundo. Universidade Federal de Juiz de Fora.
- Brasil. Lei Nº 12.608, de 10 de Abril de 2012. Institui a Política Nacional de Proteção de Defesa Civil. Brasília: Brasil, 2012.
- Brasil. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos.
- Brasil. Lei nº 4.771 de 15 de Setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Brasília: Brasil 1965.



- Brasil. Decreto Nº 7.257, de 4 de Agosto de 2010. Dispõe sobre o Sistema Nacional de Defesa Civil. Lex: Diário Oficial da União. Seção 1. 04/08/2010
- Burguer, M. I.; 2000. Situação e ações prioritárias para a conservação de Banhados e áreas úmidas da zona costeira. Base de Dados Tropical. Porto Seguro.
- CARDOSO, C.A.; DIAS, H.C.T.; BOECHAT, C.P. 2006. Caracterização Morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo/RJ. Revista *Árvore*, 30, 2, 241-248.
- Cunha, S. O. da.; Gonçalves, J. H. R.; 2008. O Império Núbio: O vale do Nilo entre os sécs. VIII a.C. e II d.C.. Material didático-pedagógico. Universidade Federal de Maringá.
- Galvêncio, J.D.; Sá, I.I.S.; Moura, M.S.B. de.; Ribeiro, J.G. 2007. Determinação das características físicas, climáticas e da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Brígida com auxílio de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto. *Revista de Geografia*, 24, 2, 83-96.
- Goel, R. F. et. al.; 2017. MAPEAMENTO DE ÁREAS SUSCEPTÍVEIS A INUNDAÇÃO COM O MODELO HAND E ANÁLISE DO SEU DESEMPENHO EM DIFERENTES RESOLUÇÕES ESPACIAIS: subtítulo do artigo. *Revista Brasileira de Cartografia*: subtítulo da revista, Local, Volume, n. 69, p. 61-69, dez./2017.
- Goerl, R. F.; Kobiyama, M.; 2003. CONSIDERAÇÕES SOBRE AS INUNDAÇÕES NO BRASIL. Disponível em <http://www.labhidro.ufsc.br/Artigos/ABRH2005_inundacoes.pdf> Acesso em 22 abril 2020
- IPH (Instituto de Pesquisas Hidráulicas). Plano Diretor de Drenagem Urbana - Manual de Drenagem Urbana de Porto Alegre. UFRGS. Porto Alegre, 2005.
- Momo M. R. et al.; 2016. Desempenho do modelo HAND no mapeamento de áreas suscetíveis à inundação usando dados de alta resolução espacial. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos - RBRH*. vol.21 no.1 Porto Alegre Jan./Mar. 2016
- Nobre, A., Cuartas, L.A., Hodnett, M., Rennó, C.D., Rodrigues, G., Silveira, A., Waterloo, M. & Saleska, S.; 2011. Height Above the Nearest Drainage – a hydrologically relevant new terrain model. *Journal of Hydrology*, 404: 13-29.
- Oliveira, F. E. F.; Krause E. F.; Tavares, B. L.; Moural, V.; Souza, R. dos A. de.; 2019. AVALIAÇÃO DO DESMATAMENTO COM USO DA FERRAMENTA SEMI-AUTOMATIC CLASSIFICATION PLUGIN (SCP). Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos - SP, Abril de 2019.
- Oliveira, G. G. de; Penteadó, A. de F.; Saldanha, D. L.; Ross, J. L. S.; 2009. Mapeamento e análise da distribuição das áreas inundáveis na bacia do rio dos Sinos/RS. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 4173-4180.
- ONU - Organização das Nações Unidas. OCHA: Brasil está entre países com maior número de pessoas expostas a inundações. Disponível em <<https://nacoesunidas.org/ocha-brasil-esta-entre-paises-com-maior-numero-de-pessoas-expostas-a-inundacoes/>> Acesso em: 22 Abril 2020.
- Piterman, A.; Greco, R. M.; 2005. A água e seus caminhos e descaminhos entre povos. *Revista APS*, v.8, n.2, p. 151-164.
- Ricardo, B.; Campanali, M.; 2007. Instituto Socioambiental (Ed.). *Almanaque Brasil Socioambiental 2008*. 2007. Disponível em <<https://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/publicacoes/10297.pdf>>. Acesso em: 01 mai. 2017.
- Ringuelet, R. A.; 1962. *Ecologia acuática continental*. Buenos Aires: Eudeba. 138p.
- Torchetto N. L. et al.; 2014. O uso do Quantum Gis (QGIS) para caracterização e delimitação de área degradada por atividade de mineração de basalto no município de Tentente Portela (RS). *Revista Eletrônica em*



Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental - REGET. e-ISSN 2236 1170 - V. 18 n. 2, Mai-Ago 2014, p.719-726.

Tucci, C. E. M. 1997. Hidrologia: ciência e aplicação. 2.ed. Porto Alegre: ABRH/Editora da UFRGS, 1997. (Col. ABRH de Recursos Hídricos, v.4).

Tucci, C.. Bertoni, J.C.; 2003. Inundações Urbanas Na América Do Sul. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

Valeriano, M. M.; Rossetti D. de F.; Albuquerque P. C. G. de.; 2009. TOPODATA: desenvolvimento da primeira versão do banco de dados geomorfométricos locais em cobertura nacional. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 5499-5506.



AVALIAÇÃO DO FLUXO DE BASE E ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL POR MEIO DO MODELO MGB NA BACIA HIDROGRÁFICA RIO VERDE/UGRHI-04

| ID 15618 |

1Láine Garcia Ferreira, 2Geraldo de Freitas Maciel, 3Fabiana de Oliveira Ferreira
1 UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "Júlio de Mesquita Filho, e-mail: lg.ferreira@unesp.br; 2
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "Júlio de Mesquita Filho, e-mail geraldo.f.maciel@unesp.br; 3
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "Júlio de Mesquita Filho, e-mail: fabiana.of@gmail.com

| RESUMO |

A Bacia Hidrográfica Rio Verde, pertencente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Rio Pardo - UGRHI-04, do Estado de São Paulo, apresenta-se como uma bacia com grande concentração de áreas com culturas irrigadas, gerando, conseqüentemente, uma expressiva demanda de recursos hídricos consuntivos, com indícios de ter atingido a situação de criticidade. Entretanto, na bacia há presença de rochas marcadas por falhas e fraturas, sendo estes os principais meios de circulação e armazenamento de água em aquíferos que, conseqüentemente, podem contribuir com o fluxo de base para os cursos d'água. Diante da falta de informação hidrogeológica na bacia, principalmente no quesito da transferência da água subterrânea para o manancial superficial, o presente trabalho tem como objetivo compreender o padrão de descarga e recarga na bacia. Em virtude disso aplicou o modelo hidrológico distribuído de simulação de processos de transformação chuva-vazão em grande escala, que nesse caso, utiliza as informações dos compartimentos de água subterrânea do modelo para avaliar a descarga e recarga subsuperficial e subterrânea. Os resultados de descarga média anual dos escoamentos subsuperficial e subterrâneo, mostraram, conjuntamente, que os valores variam muito do período chuvoso em comparação com o período de estiagem, mas a recarga e a descarga não modificaram significativamente, quando comparados entre as sub-bacias e os diferentes períodos avaliados. Ao considerar apenas a contribuição de fluxo de base em um ano mais seco, a descarga subterrânea praticamente se manteve constante e as taxas de recarga e descarga média anual apresentaram valores muito próximos, quando comparados entre as sub-bacias e os diferentes períodos avaliados. Com o modelo MGB-IPH (Modelo de Grandes Bacias) foi possível constatar a diferença das contribuições entre o fluxo de base e o escoamento subsuperficial, e perceber que, na bacia em estudo o maior contribuinte para a recarga e descarga é o interfluxo, principalmente na sub-bacia BRV.

Palavras-chave: MGB; Recarga; Fluxo de base

| INTRODUÇÃO |

A recarga subterrânea é um processo dinâmico e que pode ser considerado, segundo De Vries e Simmers (2002), como o volume de água que percola o solo, atinge as reservas subterrâneas e aumenta a capacidade dos aquíferos. Desta forma, também pode ser definida como a quantidade de



água que atinge a zona não saturada, através de forças gravitacionais, contribuindo ou não na reserva temporária ou permanente do aquífero (VASCONCELOS, 2005).

Em um sentido amplo, a recarga subterrânea pode ser definida como qualquer quantidade de água que alcance um sistema aquífero, independentemente de sua origem (através da zona não saturada do solo, de uma camada confinante inferior ou superior, ou lateralmente de outro sistema). No entanto, em estudos de quantificação de reservas hídricas subterrâneas, o que se procura estimar é a recarga do fluxo de água através da zona não saturada do solo, que alcança o nível freático e se adiciona ao reservatório de água subterrânea (BARRETO et al., 2011).

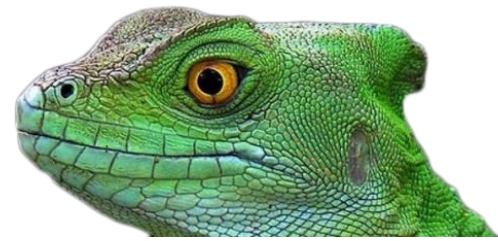
A recarga pode ocorrer naturalmente, através da precipitação ou infiltração em leitos de rios, canais e lagos, ou induzida por atividades antrópicas como irrigação e urbanização. São reconhecidos dois tipos principais de recarga (BARRETO et al., 2011):

Recarga Direta – também referida como recarga difusa. É a quantidade de água adicionada ao reservatório de água subterrânea, resultante da percolação vertical da precipitação através da zona não saturada, descontando-se os déficits de umidade do solo e da evapotranspiração.

Recarga Indireta - quantidade de água que infiltra e atinge o lençol freático, proveniente de poças, em áreas de topografia rebaixada, também referida como recarga localizada, e a infiltração que ocorre como consequência do escoamento superficial, a partir dos cursos d'água, através dos sedimentos de fundo de canais e lagos. Existem, portanto, duas categorias de recarga indireta, sendo uma associada a cursos d'água superficiais e outra resultante de concentrações de água em superfícies planas, onde inexistem corpos d'água bem definidos (recarga localizada).

A determinação da recarga aquífera é essencial para a caracterização hidrogeológica e para o gerenciamento dos recursos hídricos, tendo em vista a sua proteção e manutenção. Entretanto, é muito difícil quantificá-la precisamente devido à complexidade dos processos, a quantidade de variáveis e a dependência destas às diferentes escalas espaciais e temporais (HORNERO et al., 2016). Diante disso, antes de iniciar os estudos é preciso distinguir em que dimensão espacial a área de estudo se classifica, e assim, identificar as variáveis e as interações (BARTHEL; BANZHAF, 2015).

As técnicas de estimativa de recarga podem ser subdivididas conforme a zona hidrológica de origem dos dados utilizados, ou seja, em zonas saturada, não saturada, de água superficial e as baseadas em balanço hídrico. As escalas de tempo e espaço variam de uma zona para outra. As relacionadas à zona de água superficial são: balanço hídrico do canal, medidores de *seepage*, modelos de bacia, traçadores isotópicos e escoamento de base. As correlacionadas à zona não-saturada são: lisímetros, plano de fluxo zero (ZFP), lei de Darcy, traçadores históricos e ambientais, traçadores aplicados e modelagem numérica. Já as correlacionadas à zona saturada são: variação do nível



freático, lei de Darcy, traçadores históricos, traçadores ambientais e modelagem numérica (GONÇALVES; SANTAROSA; MANZIONE, 2016).

Vale ressaltar que regiões de clima úmido geralmente se caracterizam por corpos d'água efluentes, que correspondem aos principais exutórios do fluxo subterrâneo. O cálculo da descarga do fluxo de base de um rio é feito por meio da separação do hidrograma (combinação de três componentes oriundos das águas subterrâneas, do interfluxo, e das descargas superficiais) utilizando técnicas manuais, filtragem digital e métodos de deslocamento de curvas de recessão.

A técnica parte do pressuposto que a recarga se iguala à descarga, contudo, valores podem ser subestimados devido ao fluxo subterrâneo para aquíferos mais profundos ou entre bacias, ou podem ser superestimados, devido à rapidez e à alta capacidade de armazenamento de água em bancos, em eventos extremos, e posteriormente descarregada no rio, sem nenhuma relação com a recarga subterrânea (BARRETO et al., 2011).

Segundo Melati (2019), a determinação do fluxo de base comparando os métodos de balanço hídrico, separação da hidrógrafa (utilizando o filtro Eckhardt) e o Modelo de Grandes Bacias – MGB, mostrou que o MGB é uma ferramenta útil para entender a ocorrência da recarga de água subterrânea, e além disso, evidencia as incertezas da representatividade do interfluxo por meio do filtro numérico, contribuindo, assim, ainda mais com estudos que relatam à inclusão de descarga não estritamente derivada de águas subterrâneas.

O MGB é um modelo desenvolvido no Instituto de Pesquisas Hidráulicas - IPH da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, com características de modelo distribuído, semi concentrado e de base física, para simular processos hidrológicos utilizando Unidades de Resposta Hidrológica – URH. Para aplicá-lo, inserem-se informações espaciais da área de estudo e informações hidrometeorológicas, e por fim, consegue-se obter os principais componentes hidrológicos como: evapotranspiração, interceptação, separação de escoamento e propagação do escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo.

Vale destacar que na bacia hidrográfica Rio Verde há uma escassez de dados, principalmente em relação às características mensuráveis dos parâmetros do solo, e além disso, a bacia está situada no encontro entre um bloco elevado do Planalto Atlântico (tendo rochas marcadas por falhas e fraturas) com a rebaixada Depressão Periférica, o que traz dificuldades adicionais.

Sendo assim, considerando o MGB como uma ferramenta potencial para compreender o fluxo de água superficial, subsuperficial e subterrâneo, objetiva-se, com esse trabalho, evidenciar o padrão de recarga na Bacia Hidrográfica Rio Verde da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo número 04 – UGRHI 04.



| MATERIAL E MÉTODOS |

Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica Rio Verde ocupa uma área de drenagem de 531.61 Km² pertencentes aos municípios de Casa Branca, Itobi, São José do Rio Pardo e Vargem Grande do Sul, todos no Estado de São Paulo, e ao sul-sudeste da UGRHI – 04. A bacia é delimitada pelo rio principal Rio Verde, um dos principais afluentes do Rio Pardo localizado à sua margem esquerda, e tem uma extensão de 58.19 Km e área de drenagem no posto fluviométrico de 353.47 Km², estabelecido na cidade de Itobi. O Ribeirão Lambari também contribui para a bacia com uma de extensão 17.26 Km e área de drenagem no posto fluviométrico de 67.195 Km², posicionado no município de Casa Branca. Sendo assim, a bacia hidrográfica Rio Verde é composta pela área de drenagem que contribui para o posto fluviométrico situado no curso d'água Rio Verde (BRV) e pela área de drenagem que contribui para o posto fluviométrico situado no Ribeirão Lambari (BRL), conforme ilustrados pela Figura 01.

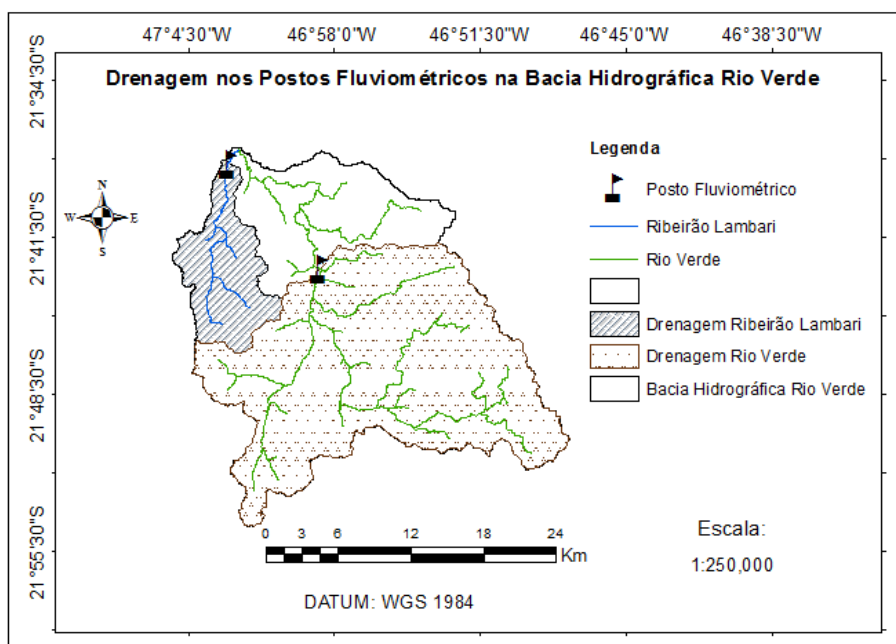


Figura 01: Drenagem nos postos fluviométricos do Ribeirão Lambari e do Rio Verde na bacia.

A classificação climática na região, segundo a proposta por Köeppen, é do tipo “Cwa”: quente úmido com inverno seco, caracterizado como tropical de altitude, com inverno seco e verão quente (ROLIM et al., 2007). De acordo com o mapa de isoietas de precipitações Médias Anuais do Brasil do Projeto Atlas Pluviométrico do Brasil (fornecido pelo Serviço Geológico do Brasil - CPRM), a intensidade pluviométrica anual média na bacia do Rio Verde é da ordem de 1.500 a 1.600 mm/ano.



Já a evapotranspiração potencial média varia da ordem de 3 a 5 mm/dia, dados disponíveis no Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas - CIIAGRO. A temperatura varia pouco, durante o ano, com médias superiores a 22 °C, no mês mais quente, e em torno de 18 °C, no mês mais frio (TEMPERATURA, 2020).

No contexto geológico, a litoestratigrafia à leste do curso d'água Rio Verde é caracterizada pelo Complexo Varginha-Guaxupé e pelo magmatismo relacionado ao Orógeno Socorro-Guaxupé, ou seja, são rochas marcadas por eventos tectônicos em terrenos cristalinos (CAMPOS NETO et al., 1988; CPRM, 2006; MELO et al., 2013; CARNEIRO, 2016; GEOLOGIA, 2020). De acordo Singhal e Gupta (1999, apud NEVES, 2005, p. 104) no grupo de rochas cristalinas, o manto de intemperismo e as discontinuidades (falhas, fraturas e etc.) são os principais meios de circulação e armazenamento de água em aquíferos. Na porção oeste da bacia, corresponde às rochas sedimentares permocarboníferas depositadas sobre o embasamento cristalino, representadas pela Formação Aquidauana e Formação Serra Geral, que podem chegar à espessura de cerca de 20 m (SOUZA et al., 1982; STEFANI, 2003; CPRM, 2006; GEOLOGIA, 2020).

Já ao longo das drenagens principais, a geologia é constituída por depósitos inconsolidados, representados pela Cobertura Detrito-Laterítica Paleogênica e Depósitos Aluvionares Holocênicos (CPRM, 2006; GEOLOGIA, 2020). Vitte e Mello (2013), ao analisar a bacia do Rio Verde, chamam à atenção para a concentração espacial de canais de primeira ordem nos terrenos cristalinos e uma redução dos mesmos nas áreas sedimentares, sugerindo exfiltração do lençol freático nos terrenos cristalinos e uma permeabilidade maior nas rochas sedimentares.

Tendo esse conhecimento geológico, é possível compreender a ocorrência dos dois tipos de aquíferos na área, o tipo fraturado e do tipo porosidade granular. Os aquíferos fraturados abrangem o Aquífero Cristalino (presente somente na BRV) e o Aquífero Serra Geral (pequenas porções na BRL e na BRV); já o da categoria granular, é caracterizado pelo aquífero Tubarão presente nas duas bacias conforme a Figura 02 (UNIDADES, 2020).

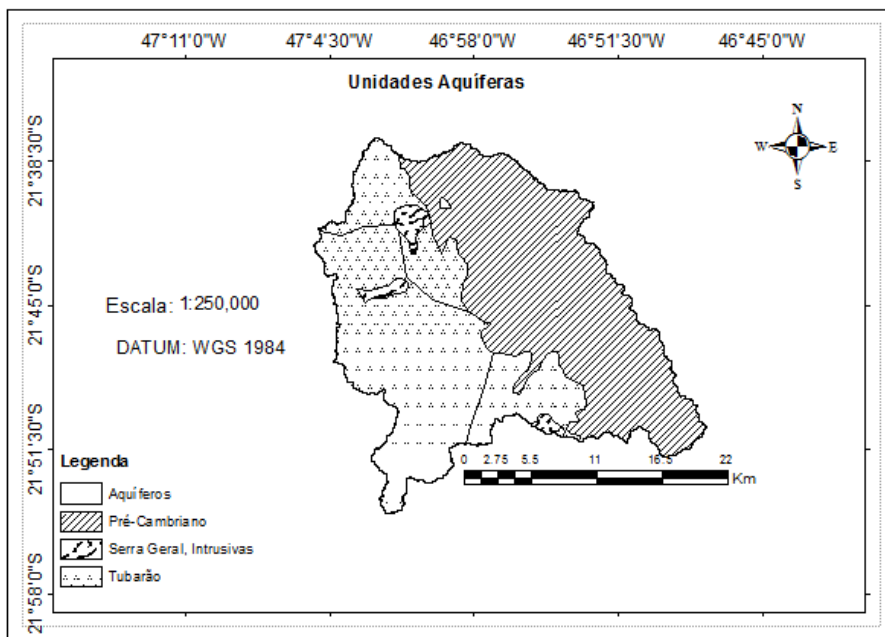


Figura 02: Unidades aquíferas na bacia hidrográfica Rio Verde.

Conforme a Figura 02, observa-se que o Aquífero Cristalino é composto pelo tipo Pré-Cambriano cuja porosidade fissural depende apenas das fraturas na rocha, as quais, condicionam a produtividade do aquífero em decorrência da quantidade, tipo, abertura e da conexão entre elas (IRITANI, 2012). Aproximando do domínio de rochas sedimentares há um surgimento de pequenas porções do aquífero Serra Geral, constituído por uma sequência de derrames de lava vulcânica que originaram as rochas basálticas, as quais são compactas, duras, e se intemperizadas pela ação da água e do calor, resultam em solo argiloso fértil (IRITANI, 2012). E já neste domínio, a preponderância é do Aquífero Tubarão, que tem comportamento livre na região, e que aumenta de espessura da direção leste para oeste, podendo atingir até 800 metros (ODA et al., 2005; IRITANI, 2012). Em relação à produtividade de água, é geralmente baixa, entretanto com ocorrências de litologias arenosas associadas ao fraturamento de rochas, leva-se a uma maior produtividade podendo atingir até 40 m³/h, como ocorre na região de Casa Branca (IRITANI, 2012). Assim, na Figura 03 é mostrado algumas características dos aquíferos, como confinamento, porosidade, permeabilidade e outros.

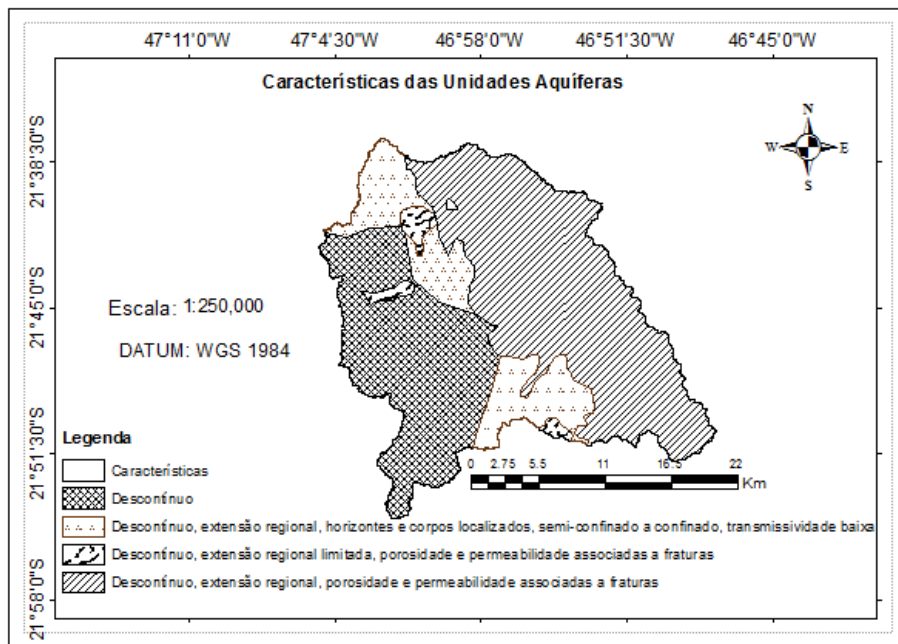
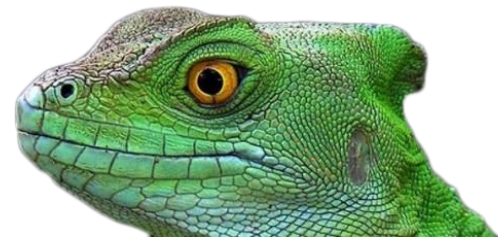


Figura 03: Características das unidades aquíferas na bacia hidrográfica Rio Verde.

Conforme Healy (2010), as formas de relevo delineiam o comportamento da drenagem e da distribuição da recarga de água subterrânea, e em terrenos íngremes há propensão de ocorrer baixas taxas de infiltração e altas taxas de escoamento superficial. Assim sendo, a geomorfologia da região está inserida em uma pequena porção do sudeste da bacia, na Província Geomorfológica do Planalto Atlântico, Zona Geomorfológica de Poços de Caldas, que apresenta uma Dissecação Estrutural de Topos Convexos (FOLHARINI et al., 2013; ALMEIDA, 2018; GEOMORFOLOGIA, 2020), e à leste do curso d'água Rio Verde, na faixa transicional do Patamar Mococa, expõe-se uma Dissecação Homogênea de Topos Aguçados, que repercutem no relevo de morros paralelos e morros com serras restritas (CBH-PARDO, 2017; GEOMORFOLOGIA, 2020).

Seguindo para o oeste da bacia, há uma queda do relevo chamada Província Geomorfológica de Depressão Periférica, caracterizada pela Zona do Mogi-Guaçu, que apresenta uma Dissecação Homogênea de Topos Convexos (situada na BRL) e uma Dissecação Homogênea de Topos Tabulares (sudoeste da bacia), ou seja, há uma predominância de morrotes alongados e espigões, e colinas amplas, respectivamente (CBH-PARDO, 2017; ALMEIDA, 2018; GEOMORFOLOGIA, 2020).

Segundo Celarino e Ladeira (2014), na região ocorre a transição entre o compartimento cristalino para a bacia do Paraná, onde as rochas têm maior capacidade de absorção de água, o que faz o valor dos índices de densidade de drenagem atingir entre 1 e 1,28 km/km², considerados intermediários. De acordo com Santos et al. (2012), locais que apresentam altos valores sugerem que há um elevado escoamento superficial associado a uma alta dissecação, e que em regiões mais



impermeáveis, as condições para ocorrer escoamento superficial são melhores, possibilitando a formação de canais e, conseqüentemente, o aumento da densidade de drenagem.

Deste modo, na Figura 04 é possível verificar que algumas regiões com altos índices de densidade de drenagem coincidem com regiões que contém aquíferos confinado/semiconfinado como ilustrado pela figura 03 (GEOMORFOLOGIA, 2020).

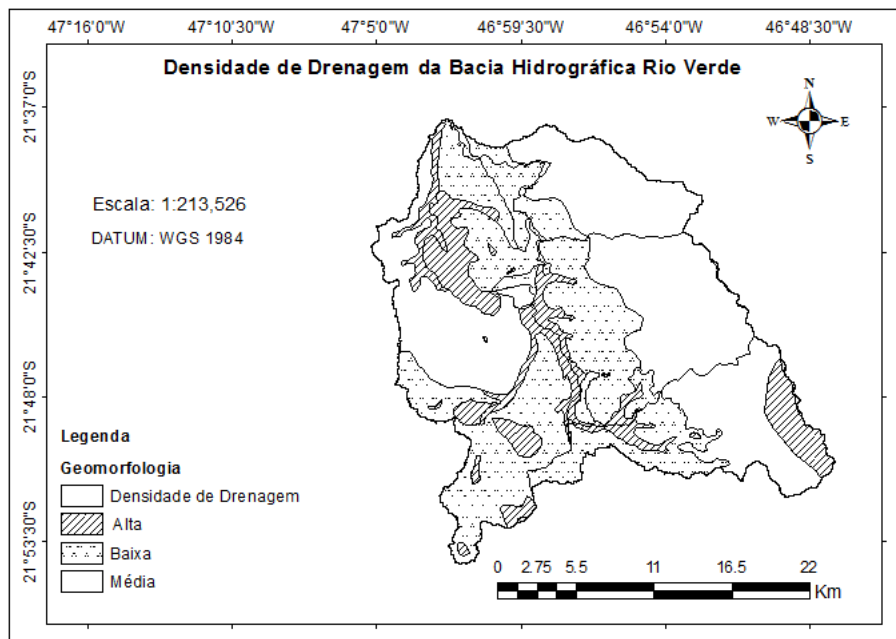


Figura 04: Densidade de drenagem da bacia Rio Verde.

Vale ressaltar que nessa mesma área de coincidência de alta densidade de drenagem e presença de aquífero confinado/semiconfinado está situado o município de Itobi, indicado pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT e pela Defesa Civil de São Paulo como um dos municípios prioritários a investigar ocorrências de alto e muito alto risco a deslizamentos e inundações, no ano de 2019 (projeto realizado pela Seção de Investigações, Riscos e Desastres Naturais do IPT). Além disso, Abreu (1972, apud VITTE e MELLO, 2013, p. 202) ressalta que na região Vargem Grande do Sul, o curso d'água Rio Verde apresenta extensas áreas de várzeas.

Com relação ao uso e ocupação da terra, constata-se que uma pequena parte da zona urbana do município de Casa Branca e praticamente toda a zona urbana dos municípios de Itobi e Vargem Grande do Sul estão compreendidas na bacia, sendo que o município de São José do Rio Pardo não possui área urbanizada dentro da bacia. As demais áreas são ocupadas predominantemente por pastagens, e em seguida por grande concentração de áreas com culturas irrigadas, Floresta Estacional Semidecidual e reflorestamentos (VITTE; MELLO, 2013; VEGETAÇÃO, 2020).



Os tipos de solos existente na bacia hidrográfica são: Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho-Amarelo, (à oeste do curso d'água Rio Verde), Argissolos Vermelho-Amarelo (ao leste do curso d'água Rio Verde e na BRL), pequenas manchas de Cambissolo Háplico e Neossolo no sudeste da bacia, e Gleissolos Háplico ao longo do curso d'água principal Rio Verde (MAPA, 2017). De modo geral, Vitte e Mello (2013) classificam os latossolos da bacia como profundos, boa permeabilidade, boa drenabilidade e reduzida suscetibilidade à erosão; em contrapartida, os argissolos, apesar de serem profundos, apresentam má infiltração, diminuta permeabilidade, e conseqüentemente, o favorecimento de escoamento superficial e subsuperficial no contato entre diferentes materiais. Em vista disso, os locais que apresentam latossolos são mais favoráveis à ocorrência de recarga do que os demais.

Modelagem hidrológica (MGB-IPH)

O MGB-IPH é um modelo distribuído em células que simula processos hidrológicos de transformação da chuva em vazão (COLLISCHONN, 2001). Tais processos operam por meio dos módulos de balanço de água no solo; evapotranspiração; escoamentos superficial, subsuperficial e subterrâneo; em diferentes blocos de Unidades de Resposta Hidrológica - URH presentes em cada célula, que após somados os escoamentos, são encaminhados para a rede de drenagem (COLLISCHONN, 2001).

Antes de realizar esse procedimento é necessário adicionar dados de entrada referente aos temas de pedologia, cobertura e uso da terra, vegetação, geomorfologia, meteorologia e recursos hídricos. Deste modo, os três primeiros dados foram adquiridos da plataforma Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo - DataGEO, e combinados para compor as oito URH - delineadas como solo profundo (latossolo e argissolo) ou solo raso (cambissolo, neossolo e gleissolo), e usos da terra (cobertura arbórea, cobertura herbácea, solo exposto, área construída e curso d'água).

Para a reprodução das características morfométricas, hidrodinâmicas e meteorológicas da bacia, é requerido pelo modelo MGB a inserção do Modelo Digital de Elevação - MDE do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, os arquivos de precipitação do portal da HidroWeb da Rede da Agência Nacional de Águas, os dados de vazão do Departamento de Águas e Energia Elétrica - DAEE, e das variáveis para o cálculo de evapotranspiração, obtidas do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa - BDMEP do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET.

Além desses dados, o modelo necessita que se estabeleçam os parâmetros fixos relacionados com a vegetação e os parâmetros calibráveis, referente à capacidade de armazenamento de água no



solo. Entretanto, como na bacia há uma escassez de dados, estes foram estipulados em consonância com outros trabalhos (COLLISCHONN, 2001; SILVA, 2007; MELATI, 2018) que utilizaram o MGB explorando os melhores indicadores. Isto posto, o modelo foi calibrado manualmente, com intervalos estabelecidos em acordo com os dados disponíveis de cada sub-bacia, assim como, para o intervalo de validação, conforme a Tabela 01:

Tabela 01: Período de calibração e verificação nas bacias BRL e BRV (vide figura 01).

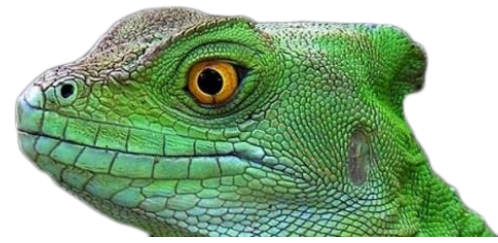
	BRL	BRV
Calibração	10/07/1989 a 30/01/1997	01/01/1981 a 31/12/1990
Validação	07/10/2013 a 15/10/2018	01/01/1991 a 31/12/2001

Para avaliação da qualidade da calibração e validação do modelo, foram empregados os índices estatísticos de desempenho de Nash-Sutcliffe – NS, que avalia o ajuste entre as vazões com sensibilidade aos picos das vazões; os índices de Nash-Sutcliffe logaritimizado – NSlog, também avalia o ajuste, porém é mais sensível aos períodos de recessão de vazão; e o Percentual de Tendência – PBIAS, coeficiente responsável por averiguar a tendência média dos dados simulados em relação aos observados, todos apresentados na Tabela 02.

Tabela 02: Coeficientes de desempenho na calibração e verificação nas bacias BRL e BRV.

		BRL	BRV
Calibração	NS	0,515	0,487
	NSlog	0,458	0,603
	PBIAS (%)	10,988	-19,365
Verificação	NS	0,411	0,336
	NSlog	0,471	0,400
	PBIAS (%)	9,415	20,934

De acordo com Van Liew et al. (2003) os valores de desempenho de NS e NSlog $> 0,75$ são considerados como bons, enquanto os valores entre $0,36 < x < 0,75$ são considerados aceitáveis. Para Van Liew et al. (2007) o desempenho do PBIAS é classificado como: $| \text{PBIAS} | < 10\%$, muito bom; $10\% < | \text{PBIAS} | < 15\%$, bom; $15\% < | \text{PBIAS} | < 25\%$, satisfatório e $| \text{PBIAS} | > 25\%$, insatisfatório, que acompanhados por negativos e positivos, indicam respectivamente, que o modelo subestima ou superestima o fluxo simulado em relação aos dados observados. Sendo assim, os resultados apresentados na Tabela 02 se mostraram aceitáveis.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

O MGB - IPH foi aplicado para as duas bacias BRV e BRL nos períodos correspondentes a calibração e validação, mas também, escolheu-se o ano mais seco para demonstrar as vazões dos reservatórios correspondentes ao escoamento superficial, subsuperficial e subterrâneo nas Figuras 05 e 06.

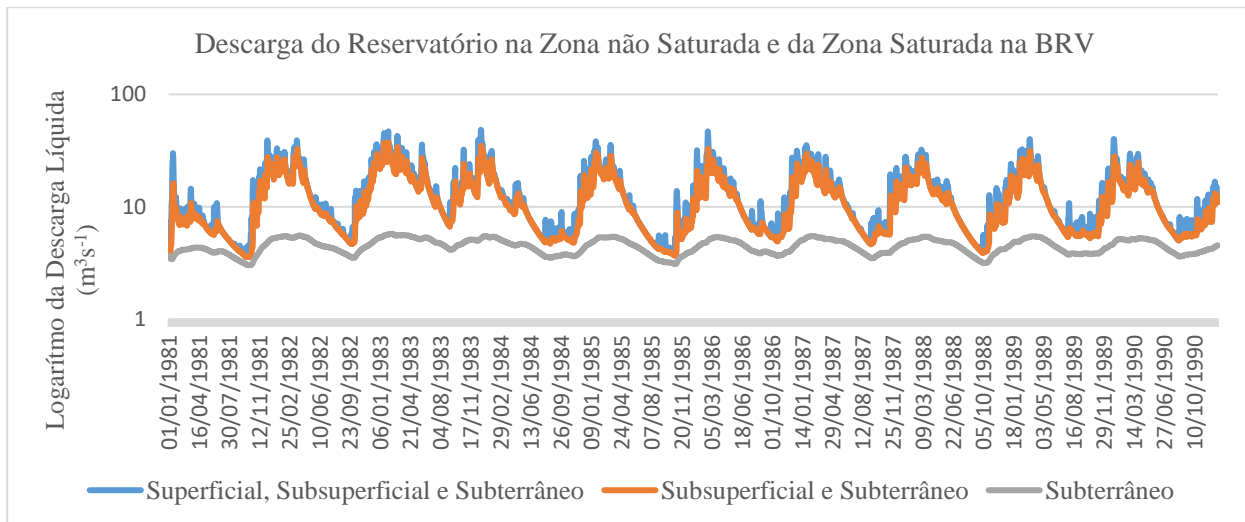


Figura 05-A: Vazões de saída para os diferentes reservatórios no período de calibração da BRV.

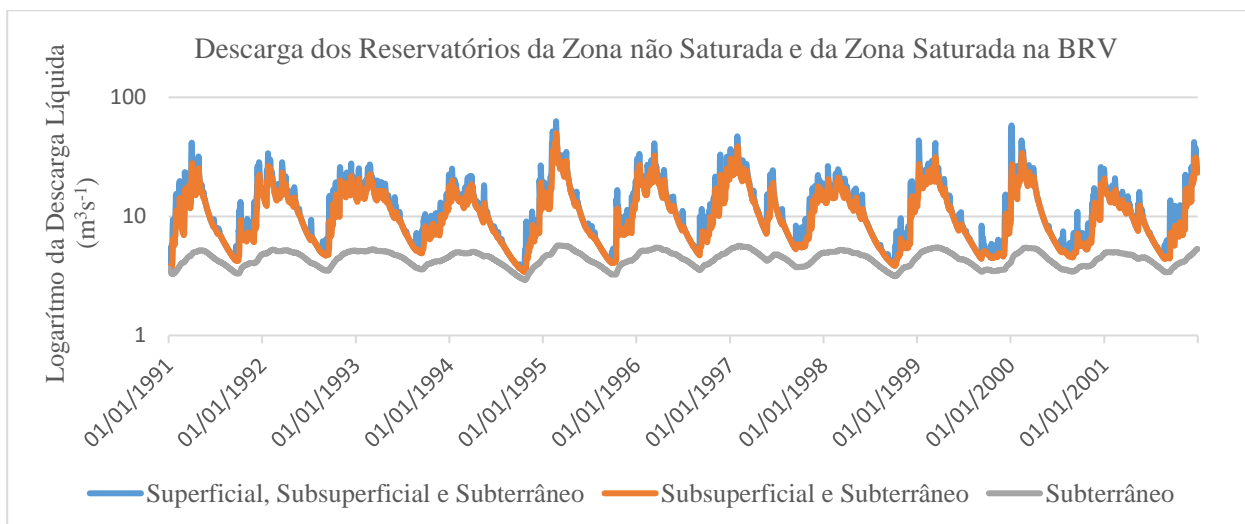


Figura 05-B: Vazões de saída para os diferentes reservatórios no período de validação da BRV.

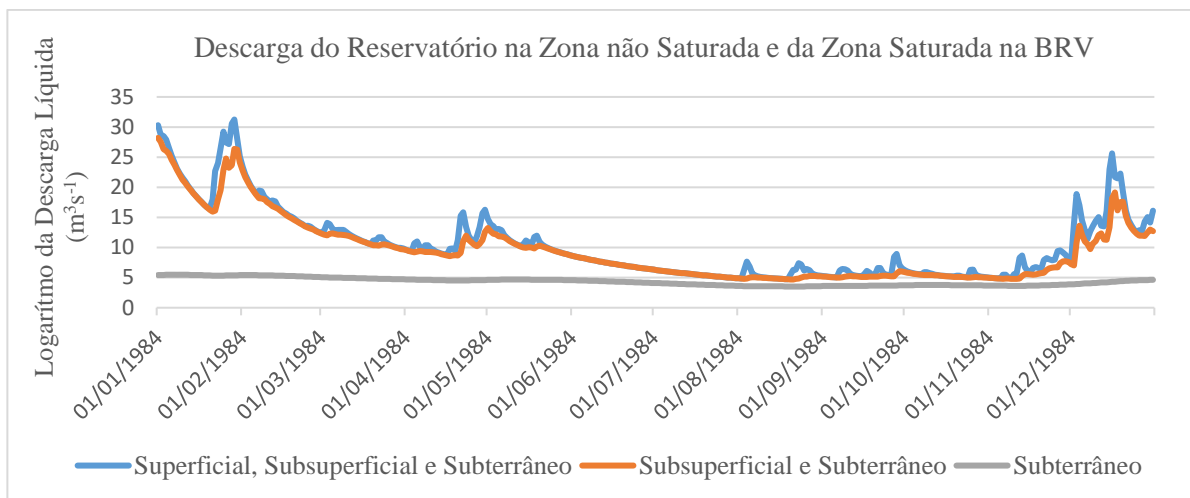


Figura 05-C: Vazões de saída para os diferentes reservatórios no ano mais seco da BRV.

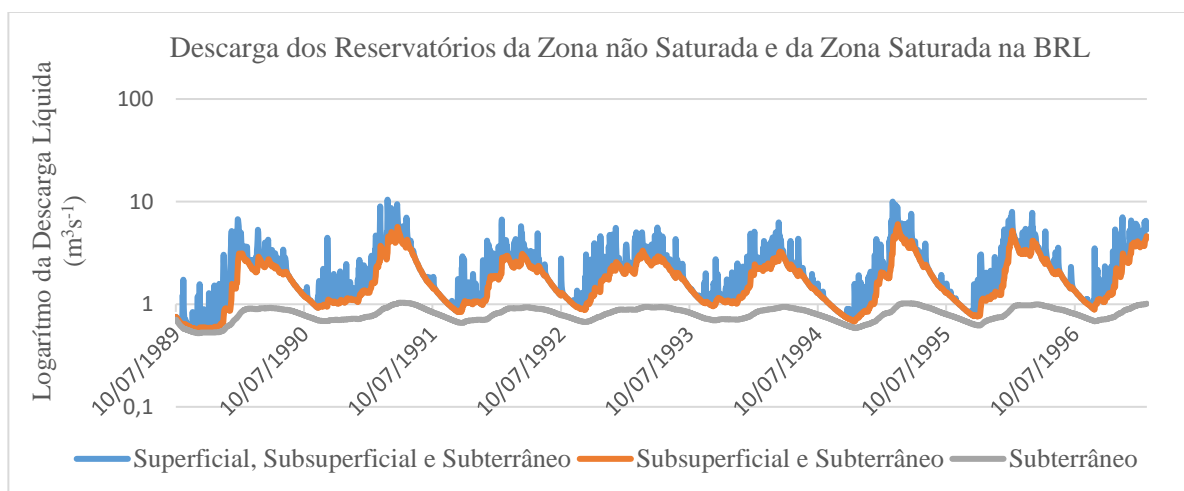


Figura 06-A: Vazões de saída para os diferentes reservatórios no período de calibração da BRL.

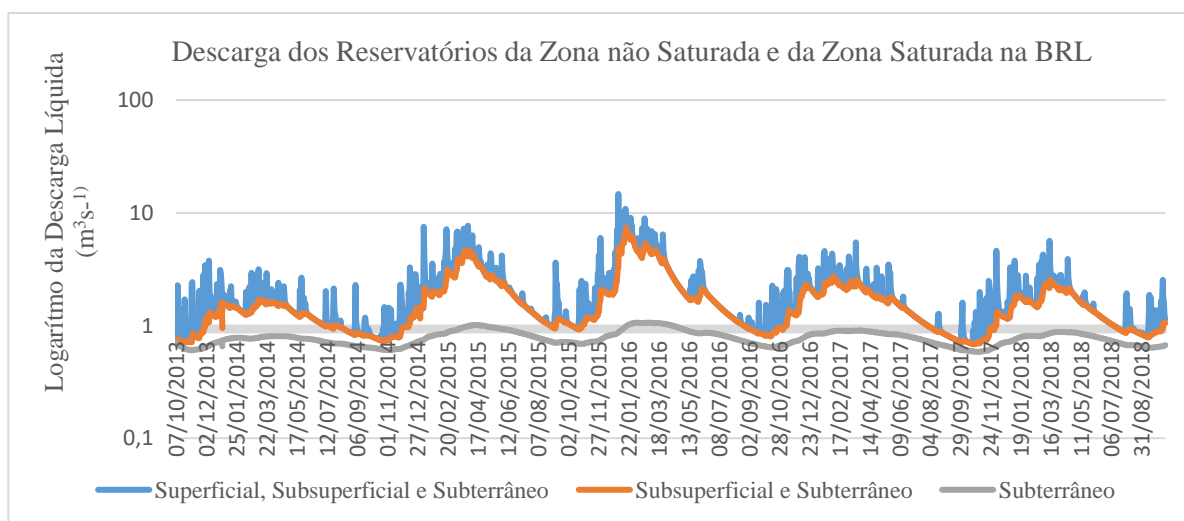


Figura 06-B: Vazões de saída para os diferentes reservatórios no período de validação da BRL.

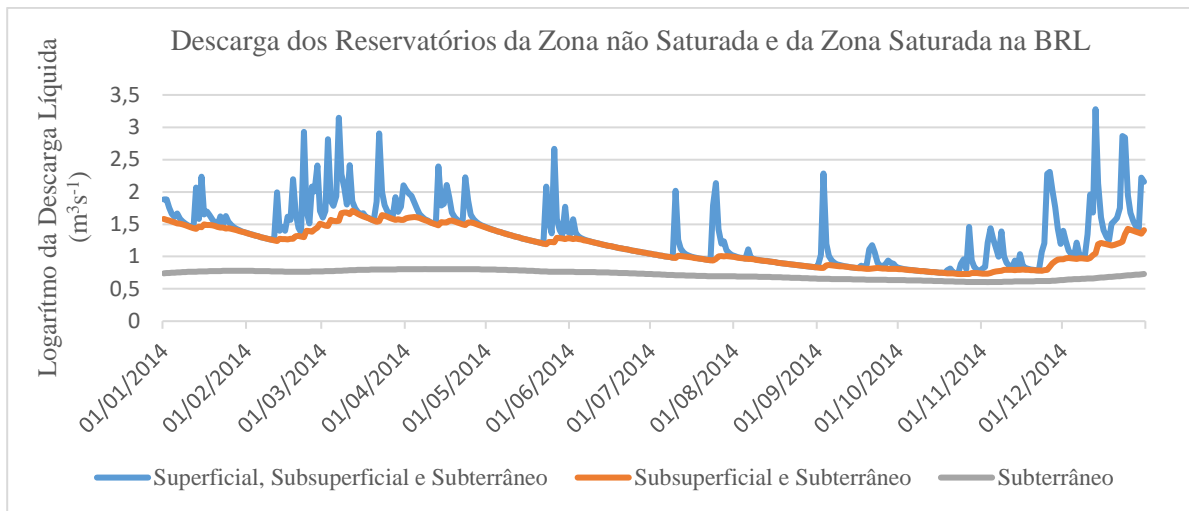


Figura 06-C: Vazões de saída para os diferentes reservatórios no ano mais seco da BRL.

Nas Figuras 05 e 06 é possível observar que as descargas subterrâneas permaneceram praticamente constante, já na Figura 05 verificou-se que na bacia BRV as descargas de escoamento subsuperficial/subterrânea e superficial praticamente coincidiram, diferentemente da bacia BRL, as quais apresentaram maior afastamento.

Como foi descrito anteriormente, considerando que a estimativa da recarga é igual ao escoamento subsuperficial e escoamento de base, calcularam-se as recargas e as descargas médias anuais, para os períodos e bacias correspondentes, com base no escoamento subterrâneo e no escoamento subsuperficial, e a seguir, com base somente no escoamento subterrâneo, conforme as Tabelas 03 e 04, respectivamente.

Tabela 03: Recarga subterrânea com base nas descargas médias anuais do escoamento subsuperficial e subterrâneo.

Bacia	Período Analisado	Descarga Subsuperficial/ Subterrânea Média Anual (mm)	Chuva Média Anual (mm)	% Recarga Subterrânea em Relação à Chuva Média Anual
BRV	1981 - 1990	1038,74	1.515,40	69
	1991 - 2001	1001,81	1.484,50	67
BRL	1989 - 1997	929,46	1.475,96	63
	2013 - 2018	725,91	1.342,11	54

Os resultados de recarga e descarga média anual dos escoamentos subsuperficial e subterrâneo mostram que os valores da bacia BRV são maiores em cerca de 19% do que da bacia BRL. Conforme a Figura 05, percebe-se que o interfluxo é o principal contribuidor para a bacia BRV.



Apesar da bacia BRL apresentar, proporcionalmente, maior descarga superficial, ela também recebe uma descarga representativa do interfluxo.

Tabela 04: Recarga subterrânea com base na descarga média anual do escoamento subterrâneo.

Bacia	Período Analisado	Descarga Subterrânea Média Anual (mm)	Chuva Média Anual (mm)	% Recarga Subterrânea em Relação à Chuva Média Anual
BRV	1981 - 1990	399,19	1.515,40	26
	1991 - 2001	395,65	1.484,50	27
BRL	1989 - 1997	380,43	1.475,96	26
	2013 - 2018	357,83	1.342,11	27

Quando considerado apenas a contribuição do fluxo de base, os valores de recarga e descarga média anual são semelhantes entre as bacias e em todos os intervalos da avaliação. Em concordância com as Figuras 05 e 06 é possível constatar a constância do fluxo basal, entretanto, ao avaliar o período de estiagem, verifica-se que a descarga subterrânea não contribui de forma diferenciada.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A partir do uso do modelo de base física foi possível estimar as taxas de recarga nas bacias BRV e BRL e, compreender a distinção entre as diferentes descargas, principalmente entre o interfluxo e o fluxo basal. Da mesma maneira, constatou-se que o maior contribuinte para a recarga e descarga é o interfluxo, principalmente na BRV. Esta é uma análise importante, por se tratar de uma primeira tentativa na Bacia do Rio Verde.

É importante ressaltar que o presente trabalho não alcançou índices estatísticos muito bons, contudo, atingiu índices aceitáveis. Tal fato pode estar associado à carência de informações da bacia em estudo, como partir do pressuposto que os Argissolos são solos profundos, ao compor as URHs. Apesar dos Argissolos estarem presentes nas mesmas localidades onde há rochas marcadas por falhas e fraturas, em geral, eles apresentam diferentes teores de argila entre os horizontes A e B, passando de um horizonte mais arenoso para um horizonte mais argiloso, por consequência pode apresentar um obstáculo à infiltração de água.

Além disso, há outro fator que pode estar prejudicando atingir índices melhores, como o grau de dissecação nas rochas, responsável pela formação de zona de descarga aquífera, que prejudica a ocorrência de recarga.



Diante dessas incertezas, realizaremos mais simulações contrapondo essas características a fim de obter melhores resultados.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradecemos também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Almeida, F. F. M. de; 2018. Fundamentos geológicos do relevo paulista. Revista do Instituto Geológico, v. 39, n. 3, p. 9-75.
- Barreto, A. B. da C. et al.; 2011. Avaliação de recarga e de sustentabilidade de recursos hídricos subterrâneos de uma micro-bacia usando modelagem numérica. 2011. 210 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro - PUC-Rio, Rio de Janeiro.
- Barthel, R.; Banzhaf, S.; 2015. Groundwater and surface water interaction at the regional-scale – a review with focus on regional integrated models. Water Resources Management. v. 30, n. 1, p.1-32.
- Campos Neto, M.C. et al.; 1988. The são José do Rio Pardo mamgeritic-gramitic suite, Southeastern Brazil. Geochimica Brasiliensis. Belo Horizonte - Mg, p. 185- 199.
- Carneiro, C.D.R; Matos J.H. da S.N. de; 2016. Coberturas neogênicas controladas pela zona de cisalhamento de Jacutinga, borda sul da cunha de Guaxupé, SP-MG. Terrae, n.13, p.39-55.
- Celarino, A. L. de S; Ladeira, F. S. B.; 2014. Análise morfométrica da bacia do Rio Pardo (MG e SP). Revista Brasileira de Geomorfologia, v. 15, n. 3, p. 471- 491.
- Collischonn, W.; 2001. Simulação hidrológica de grandes bacias. Tese (Doutorado) - Curso de pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- CBH-PARDO - COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARDO. 2017. Plano de bacia hidrográfica 2018 - 2027. São Carlos, SP.
- CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. 2006. Mapa geológico do Estado de São Paulo: [São Paulo]. mapa, color. Escala: 1:750.000.
- De Vries, J. J.; Simmers, I.; 2002. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. Hydrogeology Journal, v.10, p. 5-17.
- Folharini, S. de O. et al.; 2013. Proposta de zoneamento ambiental para o município de São José do Rio Pardo-SP. Geografia, Londrina - PR, v. 1, n. 22, p. 95- 116.



- GEOLOGIA no Estado de São Paulo. In: Banco de Dados de Informações Ambientais - BDIA: banco de dados. Disponível em: < <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/geologia>>. Acesso em: 15 mar. 2020.
- GEOMORFOLOGIA no Estado de São Paulo. In: Banco de Dados de Informações Ambientais - BDIA: banco de dados. Disponível em: < <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/geomorfologia>>. Acesso em: 15 mar. 2020.
- Gonçalves, V. F. M.; Santarosa, L. V.; Manzione, R. L.; 2016. Mapeamento da recarga de águas subterrâneas no Sistema Aquífero Bauru (SAB) em área de proteção ambiental durante o ano de 2014/15. XIX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Campinas, SP.
- Healy, R.W., 2010. Estimating Groundwater Recharge. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hornero, J. et al.; 2016. Integrating soil water and tracer balances, numerical modelling and GIS tools to estimate regional groundwater recharge: Application to the Alcadozo Aquifer System (SE Spain). *Science of The Total Environment*, v. 568, p. 415- 432.
- IPT e Defesa Civil de São Paulo renovam parceria para identificação de áreas de risco em 15 cidades do estado. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de SP – IPT. São Paulo - SP, 09 set. 2019. Disponível em: < www.ipt.br/noticias_interna.php?id_noticia=1551>. Acesso em: 14 abr. 2020.
- Iritani, M. A.; 2012. As águas subterrâneas do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente Instituto Geológico (org.). Cadernos de Educação Ambiental. São Paulo.
- MAPA pedológico do Estado de São Paulo - 2017. In: Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo - DataGEO: banco de dados. Disponível em: < <http://datageo.ambiente.sp.gov.br/navegar>>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- Melati, M.; 2018. Interações entre as águas superficiais e o sistema aquífero Serra Geral, na região da Bacia Hidrográfica do Paraná 3, Estado do Paraná. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Porto Alegre, RS.
- Melati, Maurício D. et al.; 2019. Groundwater recharge study based on hydrological data and hydrological modelling in a South American volcanic aquifer. *Comptes Rendus Geoscience*, [s.l.], v. 351, n. 6, p. 441-450.
- Melo, R. P. de et al.; 2013. Geologia e litogeoquímica de migmatitos, charnockitos e granulitos do Complexo Guaxupé na região de São João da Boa Vista (SP). *Brazilian Journal Of Geology*. Brasil, p. 253-272.
- Neves, M. A.; 2005. Análise integrada aplicada à exploração de água subterrânea na bacia do Rio Jundiá (SP). Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Geologia Regional, Instituto de Geociências e Ciências Exatas – Igce, Universidade Estadual Paulista - Unesp, Rio Claro, SP.
- Oda, G. H.; Iritani, M. A.; Ferreira, L. M. R.; Santos, A. H. S.; Rocha, G. A.; 2005. Proposta metodológica para exploração racional do Sistema Aquífero Tubarão no Estado de São Paulo. XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e II Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste, Ribeirão Preto, SP.
- Rolim, G. S.; Camargo, M. B. P.; Lania, D. G.; Moraes, J. F. L.; 2007. Classificação Climática de Köppen e de Thornthwaite e sua Aplicabilidade na Determinação de Zonas Agroclimáticas para o Estado de São Paulo. *Bragantia*, v.66, n.4, p. 711-720, Campinas, SP.
- Santos, A. M. et al.; 2012. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no município de Campos do Jordão, SP, Brasil. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science*, v. 7, n. 3, p. 195- 211.
- Silva, Fernando Cavalcanti da.; 2007. Análise Integrada de Usos da Água Superficial e Subterrânea em Macro-Escala numa Bacia Hidrográfica: O Caso do Alto Rio Paranaíba. 188 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, Porto Alegre, RS.



- Souza, A. de et al; 1982. Geologia e hidrogeologia da região do distrito de Lagoa Branca, Casa Branca, SP, aplicação de sondagem elétrica. Revista do Instituto Geológico, São Paulo, v. 1, n. 3, p. 15-23.
- Stefani, F. L.; 2003. Zoneamento Geoambiental da região de Casa Branca/SP. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - Inpe, São José dos Campos, SP.
- TEMPERATURA no Estado de São Paulo. In: Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa - BDMEP do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET: banco de dados. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 15 mar. 2020.
- UNIDADES aquíferas no Estado de São Paulo. In: Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo - DataGEO: banco de dados. Disponível em: < <http://datageo.ambiente.sp.gov.br/navegar>>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- Van Liew M.W.; Arnold J.G.; Garbrecht J.D.; 2003. Hydrologic simulation on agricultural watersheds: Choosing between two models. Transactions of the ASAE n.46, p.1539-1551.
- Van Liew, M.W.; Veith, T.L.; Bosch, D.D.; Arnold, J.G.; 2007. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: A comparison on USDA - ARS watersheds. Journal of Hydrologic Engineering, n. 12, p. 17- 189.
- Vasconcelos, S. M. S., 2005. Avaliação da recarga subterrânea através da variação do nível potenciométrico no Aquífero Dunas/Paleodunas, Fortaleza, Ceará. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 10, p. 49- 56.
- VEGETAÇÃO no Estado de São Paulo. In: Banco de Dados de Informações Ambientais - BDIA: banco de dados. Disponível em: < <https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/vegetacao> >. Acesso em: 15 mar. 2020.
- Vitte, A. C.; Mello, J. P. de; 2013. Mapeamento da fragilidade ambiental na bacia do Rio Verde, região nordeste do Estado de São Paulo, Brasil. GEOUSP: Espaço e Tempo (Online). Universidade de São Paulo, Agência USP de Gestao da Informacao Academica (AGUIA), n. 35, p. 192- 222.



IMPLANTAÇÃO DOS COMITÊS DE BACIA HIDROGRÁFICA E SUA IMPORTÂNCIA PARA A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO DISTRITO FEDERAL

| ID 15623 |

**Renata de Vasconcelos Barreto¹, Janaina Soares e Silva Araújo², Simone Jung Matos³,
Karine Karen Martins Santos Campos⁴, Lygia Vicente Rondelli da Costa⁵, Patrícia Valls e Silva⁶,
Tassiana Cristina Casagrande⁷, Antonio de Almeida Nobre Júnior⁸**

¹Universidade de Brasília, renatagea@gmail.com; ²Universidade de Brasília, janainasa@gmail.com;

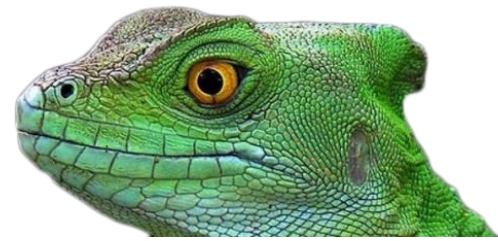
³Universidade de Brasília, sisijm@gmail.com ⁴Universidade de Brasília karinekarenmartins@gmail.com;

⁵Universidade de Brasília, lygiarondelli@gmail.com; ⁶Universidade de Brasília, patyvalls@gmail.com;

⁷Universidade de Brasília, tassianacasagrande@gmail.com; ⁸Universidade de Brasília, nobrejr@unb.br.

| RESUMO |

O presente estudo trata da implementação dos Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH) no Distrito Federal (DF), a partir de análise histórica da gestão e legislação relacionada aos recursos hídricos no DF e no Brasil. A necessidade de fortalecimento da gestão das águas atrelada à importância de promover discussões e deliberações sobre os impactos socioambientais dos empreendimentos inseridos nas bacias hidrográficas foram as questões que incentivaram a criação dos três comitês existentes no DF: Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Paranaíba no DF, Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Preto no DF e Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Maranhão no DF. Esses comitês abrangem todo o território do DF. A presente pesquisa buscou identificar as principais necessidades e desafios desses comitês, considerando que a gestão das águas, no território de jurisdição desses colegiados, deve integrar as diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais, culturais e as políticas de recursos hídricos, ordenamento territorial, ambiental e outras. Os procedimentos metodológicos consistiram em pesquisa da literatura especializada, artigos e documentos em *sites* oficiais, além de entrevistas com membros dos comitês. Como resultados, constatou-se que, apesar do regramento para implantação e funcionamento dos comitês datar do ano de 2006, a gestão das bacias no DF ainda não implantou os seus respectivos Planos de Recursos Hídricos (PRH), porém foi elaborado, em 2012, o Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal (PGIRH) que é um instrumento de planejamento que define como conservar, recuperar e utilizar os recursos hídricos das bacias hidrográficas. Os estudos para elaboração do PRH da Bacia dos Afluentes do Rio Paranaíba-DF foram iniciados em 2018, estando em processo de elaboração; o PRH dos Afluentes do Rio Preto-DF está em fase de elaboração de Termo de Referência; e, o PRH do Maranhão-DF sem previsão. Quanto ao instrumento de cobrança pelo uso de recursos hídricos distritais sujeitos à outorga, o relatório técnico com proposta de valores da cobrança foi aprovado pelos três comitês, em conjunto, e enviado para apreciação do Conselho de Recursos Hídricos do DF, em dezembro de 2019. Os recursos financeiros arrecadados pela cobrança podem viabilizar uma Agência de Água das Bacias Hidrográficas no DF, ou entidade delegatária, papel hoje cumprido pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa), por meio de sua Coordenação de Agência de Bacias Hidrográficas. Destaca-se que o enquadramento dos corpos hídricos superficiais do DF, em classes segundo os usos preponderantes, foi aprovado através da Resolução CRH-DF/2014; e, que o sistema de informações sobre recursos hídricos do DF (SIRH-DF), lançado em



2017, enfrenta dificuldades no compartilhamento de dados com o sistema nacional principalmente sobre os registros de outorgas das águas subterrâneas. Verificou-se, também, que os Comitês têm sido fortalecidos e consolidados institucionalmente com o apoio de incentivos financeiros do Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas - Procomitês e do Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas - Progestão, cujos recursos são oriundos da compensação financeira do setor hidrelétrico correspondente a 0,75% do valor da energia produzida (Fonte 183), geridos pela Agência Nacional de Águas (ANA) e repassados para a Adasa. Verificou-se que as metas federativas foram atingidas, exceto a referente aos dados das águas subterrâneas, em 2017. A importância dos Comitês para a gestão dos recursos hídricos do DF ainda pode ser facilmente percebida na criação do Zoneamento dos Usos do Espelho D'água do Lago Paranoá, com as suas áreas de restrições de uso, que foi realizado no âmbito do atual CBH Paranaíba-DF. O Zoneamento é parte integrante do PRH da Bacia do Paranaíba-DF. Deve-se ressaltar também a atuação do CBH Preto-DF, na gestão de conflitos entre usuários irrigantes, mediada pelo seu membro representante da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do DF, que culminou na alocação negociada da água, regularização do uso sazonal dos recursos hídricos com outorga coletiva e responsabilidade individual, o que evitou perdas econômicas significativas por falta de água. O CBH Maranhão-DF enfrenta desafios de saneamento básico, principalmente para garantir a segurança hídrica do abastecimento das áreas urbanas, onde a maioria da população é de baixa renda.

Palavras-chave: Instrumentos de gestão; Pacto das águas; Planejamento ambiental.

| INTRODUÇÃO |

A água é um elemento fundamental para a manutenção da vida na Terra e importante recurso natural para as atividades socioeconômicas. Desde a década de 1970, a preservação e a conservação dos recursos naturais e as consequências das ações antrópicas integradas no meio ambiente passaram a ter função importante na discussão sobre a qualidade de vida da população.

A preocupação com a contaminação da água, poluição e os impactos socioambientais decorrentes da sua degradação e o surgimento dos movimentos ambientalistas promoveram mudanças no ideário que determinaram a incorporação de novos paradigmas de sustentabilidade na regulação do uso de bens públicos. No Brasil, o processo de redemocratização e a mobilização social possibilitaram inovações na gestão das políticas públicas, a criação de estruturas de gerenciamento com participação do poder público, sociedade civil e usuários de serviços ambientais, desde a década de 1980. Foram criadas legislações de recursos hídricos, federal e estaduais, fundamentadas nos princípios de gestão participativa, descentralizada e integrada, a bacia hidrográfica (BH) como unidade territorial de gestão, a água como bem público e de valor econômico, adoção de instrumentos: i - os Planos de Recursos Hídricos; ii - o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; iii - a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; iv - a cobrança pelo uso de recursos hídricos; v - a compensação a municípios; vi - o Sistema de



Informações sobre Recursos Hídricos. As leis estaduais e distrital criaram organismos colegiados, os comitês de bacia hidrográfica e os conselhos de recursos hídricos, de acordo com a Lei das Águas, Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997).

Entre os avanços trazidos pela Lei das Águas destaca-se a importância dos órgãos colegiados de base, os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH), que diferentemente de outras estruturas de governança permitem a participação social nas decisões de governo, possuem atribuição legal para deliberações quanto à gestão da água, que se faz de forma compartilhada com o poder público, ao qual cabe, por meio do seu poder regulador, executar as decisões tomadas.

Os CBH deliberam sobre importantes questões, como a aprovação e acompanhamento da implementação do Plano de Recursos Hídricos (PRH) da bacia hidrográfica de seu território de atuação, sugestão dos valores para cobrança pelo uso dos recursos hídricos e definição das prioridades de alocação dos recursos arrecadados, articulação da gestão e regulação dos recursos hídricos com entidades intervenientes, arbitragem de conflitos existentes na bacia em primeira instância, entre outras deliberações vinculadas.

Os comitês são órgãos colegiados de base, instituições de Estado com atribuições definidas por lei para a tomada de decisão de caráter deliberativo, participativo e democrático. Sua capilaridade territorial tem o papel fundamental de auxiliar a atuação dos órgãos gestores, reguladores e de fiscalização. Os comitês devem ser fortalecidos pelo Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), para efetiva implantação das políticas nacional, estaduais e distrital de recursos hídricos (BRASIL, 1997; DISTRITO FEDERAL, 2001).

Dessa forma, o presente trabalho visa analisar o papel dos Comitês de Bacia Hidrográfica na gestão dos recursos hídricos no Distrito Federal (DF), a partir da evolução histórica de implantação e atuação.

| MATERIAL E MÉTODOS |

O estudo teve como base informações obtidas por meio de pesquisa da literatura especializada, documentos e páginas oficiais na internet, entrevistas não estruturadas e dirigidas com membros de comitês de bacias hidrográficas, a fim de aferir informações, caracterizar o território e subsidiar a análise sobre a atuação dos comitês e a implantação das políticas de recursos hídricos nacional e distrital.



Fez-se levantamento das principais normas legais sobre recursos hídricos no Brasil e no Distrito Federal, e das normas específicas de criação e regramento dos comitês de bacias hidrográficas do Distrito Federal.

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

A Lei das Águas veio para dar uma nova versão à gestão de recursos hídricos no País, em particular sobre o papel dos CBH. A Lei nº 9.433/97 institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), que passa a ser o novo marco regulatório das águas no Brasil, com seus fundamentos, objetivos, diretrizes, instrumentos, níveis de competência e instituições de gestão. No Distrito Federal, a Lei nº 512/1993 foi revogada pela Lei nº 2.725, de 13 de junho de 2001, a qual institui a Política de Recursos Hídricos e cria o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do DF para adequação à PNRH (DISTRITO FEDERAL, 2001).

O SINGREH é composto pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) criado em 1998, sendo o CNRH órgão máximo do sistema e principal fórum de discussão sobre a gestão de recursos hídricos do País, de caráter deliberativo, que atua através de resoluções e moções. A Agência Nacional de Águas (ANA), criada pela Lei nº 9.984/2000, como autarquia especial, inicialmente ligada ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), e atualmente ao Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR), é o órgão operacional do SINGREH com o objetivo principal de implementar a PNRH, em articulação com os órgãos públicos e privados integrantes do sistema. O sistema é também composto pelos Conselhos Estaduais e do Distrito Federal com diferentes âmbitos de atuação, compreendendo os rios de domínio dos estados e do DF, ademais conta com a participação de representantes dos municípios. Finalmente, encontram-se os CBH na base do SINGREH, também conhecidos como “Parlamento das Águas”.

Os CBH são órgãos colegiados, consultivos e deliberativos, constituídos em bacias de rios de domínio federal, estadual ou distrital. Em sua composição participam o poder público, as representações dos setores usuários da água e da sociedade civil.

Ainda, compõe o SINGREH, as Agências de Águas das Bacias, também chamadas de Agências de Bacias ou Agência das Águas, que são as entidades criadas para dar apoio administrativo, técnico e financeiro aos comitês. Cabe às Agências de Bacias colocar em prática as ações dos planos, programas e projetos previamente aprovados pelo comitê, inclusive a cobrança pelo uso da água (Morais et al., 2018).



A Resolução CNRH nº 5/2000 estabelece as diretrizes para a formação e o funcionamento dos CBH, define as atribuições normativas, deliberativas e consultivas aos comitês nas bacias hidrográficas de sua jurisdição; e, é importante destacar o Art. 1º, § 3º, o qual estabelece que os CBH deverão adequar a gestão de recursos hídricos às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais de sua área de abrangência, explicitando, assim, a interface entre diferentes políticas de gestão que impactam diretamente o território, tais como as políticas ambiental, ordenamento territorial e florestal.

As atribuições dos CBH são, sobretudo, assim estabelecidas no Art. 38 da PNRH: *promover o debate das questões relacionadas a recursos hídricos e articular a atuação das entidades intervenientes; arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos relacionados aos recursos hídricos; aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia; acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos da bacia e sugerir as providências necessárias ao cumprimento de suas metas; propor ao Conselho Nacional e aos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos as acumulações, derivações, captações e lançamentos de pouca expressão, para efeito de isenção da obrigatoriedade de outorga de direitos de uso de recursos hídricos, de acordo com os domínios destes; estabelecer os mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos e sugerir os valores a serem cobrados; estabelecer critérios e promover o rateio de custo das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo.*

O território de atuação dos três CBH do DF abrange a área total de 8.761km² dessa unidade de federação; e, ocupam parte de três das doze regiões hidrográficas do País, estabelecidas na Resolução do CNRH nº 032/2003: Tocantins-Araguaia, São Francisco e Paraná. O Comitê dos Afluentes do rio Maranhão (CBH Maranhão-DF) pertence à região hidrográfica do Tocantins-Araguaia (RH Tocantins-Araguaia). O Comitê dos Afluentes do Paranaíba (CBH Paranaíba-DF) pertence à RH do Paraná. E, o Comitê dos Afluentes do Rio Preto (CBH do Preto-DF) pertence à RH São Francisco. Dessa forma, as instâncias colegiadas de gestão de recursos hídricos no DF se dão por meio desses três Comitês Distritais (Figura 1).

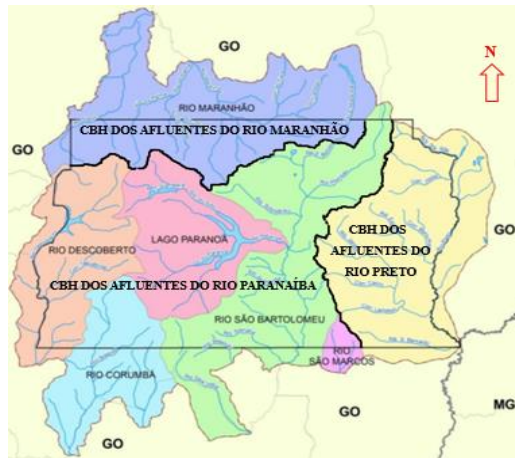
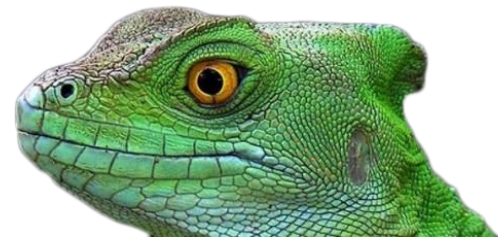


Figura 1: Áreas de atuação dos três Comitês de Bacia do Distrito Federal.
Fonte: Modificado de ADASA, 2012

Historicamente, Brasília foi planejada para abrigar uma população de 500 a 700 mil habitantes. Entretanto, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população estimada é de 3.015.268 habitantes para o ano de 2019, sendo que aproximadamente 97% vivem no meio urbano (IBGE, 2020). O DF está entre os quatro municípios mais populosos do País, ao lado de São Paulo, Rio de Janeiro e Salvador.

O DF configura-se como área de baixa disponibilidade de recursos hídricos superficiais, seus cursos d'água são de cabeceira, embora perenes, possuem pequenas áreas de drenagem e, em consequência, pequenas vazões específicas. A esse cenário hídrico junta-se uma dinâmica intensa de uso e ocupação do solo desordenados, com aproximadamente 50% da área do Distrito Federal antropizadas, sendo que as áreas urbanas construídas ocupam 11% do território (NEVES et al.; 2016).

A pressão sobre os recursos hídricos percebe-se tanto em termos de quantidade, pelo aumento massivo da demanda, quanto pela qualidade das águas com o enquadramento de trechos de rios nas classes 3 e 4 (CRH-DF, 2014), em estado avançado de degradação, em razão da poluição pontual e difusa de corpos hídricos locais.

A proposta de enquadramento dos corpos hídricos superficiais do DF, em classes segundo os usos preponderantes, foi elaborada pela Câmara Técnica Permanente de Assessoramento (CTPA) do Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal (CRH/DF), Nota Técnica nº 04 de novembro de 2014; e aprovada através da Resolução CRH-DF nº 02, de 17 de dezembro de 2014.

Nesse contexto, a Lei Orgânica do DF, de 08 de junho de 1993, Art. 188, IX define as “*bacias hidrográficas como unidades básicas de planejamento do uso, conservação e recuperação dos recursos naturais*”. Ademais, seguindo o modelo e determinações da Lei Federal nº 9.433/1997, o DF



promulgou a Lei nº 2.725/2001, que institui a Política Distrital de Recursos Hídricos (PDRH) e cria o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal (SGRH-DF).

Na PDRH, as questões relacionadas aos Comitês de Bacia constam no Título II - Do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos e Capítulo III - Dos Comitês de Bacia Hidrográfica, Arts. 34 a 37. O Conselho de Recursos Hídricos do DF, regulamentado pelo Decreto nº 24.674/2004, por sua vez elaborou a Resolução CRH/DF nº 05/2006 que estabelece as normas e procedimentos para instalação e funcionamento dos CBH no DF.

No mesmo ano, o primeiro CBH para a Bacia Hidrográfica do Rio Paranoá é criado por meio do Decreto nº 27.152/2006, que foi alterado pelo Decreto nº 31.255/2010, ampliando a área de atuação do então CBH do Paranoá para as bacias hidrográficas do Rio Descoberto, Corumbá, São Bartolomeu e São Marcos, concomitantemente seu nome é alterado para CBH dos Afluentes do Rio Paranaíba no Distrito Federal, pelo Decreto nº 39.290/2018. O rio Paranaíba é um dos principais formadores da Bacia do Paraná. E, em 2010, também são criados o CBH dos Afluentes do Rio Maranhão, pelo Decreto nº 31.254/2010, e o CBH dos Afluentes do Rio Preto pelo Decreto nº 31.253/2010. Em seguida, apresenta-se breve caracterização das bacias distritais, principalmente a partir de informações disponíveis nos *websites* dos comitês.

A BH Maranhão-DF possui área de 749 km², aproximadamente 13% da área total de DF (Figura 1). O uso e ocupação do seu território apresenta baixa distribuição de atividades antrópicas (17%), sendo apenas 5% de áreas construídas (área urbana na região administrativa da Fercal), 12% destinados aos usos agropastoris, e aproximadamente 82% do território são cobertos por vegetação natural do Cerrado (NEVES et. al.; 2016). Isso aponta para presença de elementos que limitam a ocupação humana, sendo que as áreas com maior preservação de vegetação natural estão relacionadas com maiores níveis de declividade, as escarpas. Nessa região encontram-se atrativos turísticos, como rios de boa qualidade de água, cachoeiras, cavernas, cânions e áreas de florestas densas. O patrimônio ambiental é caracterizado pelo conjunto de unidades de conservação, em sua maioria de uso sustentável, como as Áreas de Proteção Ambiental (APA) da Cafuringa, APA do Planalto Central e reservas particulares do patrimônio natural (RPPN). Ainda, a região é rica em recursos minerais, principalmente calcário utilizado no polo cimenteiro (CBH-MARANHÃO-DF, 2019).

Dentre os desafios que CBH Maranhão-DF enfrenta podem-se destacar melhorias no saneamento básico e na segurança hídrica para abastecimento dos núcleos urbanos. Nessa bacia, as águas superficiais são captadas para a pequena agricultura irrigada, enquanto as águas subterrâneas são primordialmente exploradas para o abastecimento humano. Na principal área urbana, Região Administrativa da Fercal, a população estimada é de 32 mil habitantes, a maioria de baixa renda, com



índice de água para o abastecimento humano de 68% e de esgotamento sanitário de apenas 19% (CODEPLAN, 2019).

O Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Paranaíba no Distrito Federal (CBH Paranaíba-DF), com o maior território de jurisdição, aproximadamente 64% da área do DF (Figura 1), atua em uma Unidade de Gestão Hidrográfica (UGH-DF) composta por cinco sub-bacias hidrográficas, as dos rios Corumbá, Descoberto, Paranoá, São Bartolomeu e São Marcos (ANA, 2013). No âmbito do CBH Paranaíba-DF, o seu plano de bacia hidrográfica está em fase de elaboração; evidentemente, PRH do Paranaíba-DF está levando em consideração o PRH do Paranaíba Federal, além de outros instrumentos de gestão dos recursos hídricos e a integração com diversas políticas públicas de gestão ambiental e de recursos hídricos.

Vale salientar que o CBH rio Paranaíba de domínio federal foi instituído pelo Decreto de 16 de julho de 2002 do Presidente da República e instalado em 10 de junho de 2008, tem seu plano de recursos hídricos (PRH), cobrança pelos usos da água e sua agência de bacia, por meio da Associação Multissetorial de Usuários de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari (ABHA), cujo 'Contrato de Gestão' foi assinado com a ANA em 2012. O contrato de gestão é o instrumento disposto na Lei nº 10.881, de 9 de junho de 2004, que permite a ANA delegar funções de Agências de Águas às organizações sem fins lucrativos existentes, às entidades delegatárias, para a gestão de recursos hídricos de domínio da União. Atualmente, cerca de 60% dos recursos gerados pela cobrança voltam para o DF, devido ao valor pago pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB) pelas captações para abastecimento humano realizadas nas calhas dos rios federais (CBH PARANAÍBA, 2016).

Nesta bacia estão incluídos os dois principais reservatórios do DF, o Descoberto e o Santa Maria, que em conjunto representam 85% dos mananciais de abastecimento humano. O lago Descoberto situado na APA da Bacia do Rio Descoberto apresenta certa deterioração da qualidade da água, enquadrado como classe 2. O lago de Santa Maria, localizado no interior do Parque Nacional de Brasília, apresenta águas de qualidade excelente, classe especial (CBH-DF, 2014).

Historicamente, a gestão de parte do território do atual CBH Paranaíba-DF era abrangido pelo CBH do Rio Paranoá que foi criado pelo Decreto nº 27.152/2006; posteriormente, a abrangência foi ampliada, abarcando as bacias dos rios Corumbá, Descoberto, São Bartolomeu e São Marcos, por meio do Decreto nº 31.255/2010, então o nome foi alterado para CBH dos Afluentes do Rio Paranaíba no Distrito Federal, por meio do Decreto nº 39.290/2018, para melhor espelhar a representatividade.

O Regimento Interno do CBH do Paranaíba-DF foi aprovado pela Deliberação nº 03 de 4 de julho de 2018, tendo área de atuação a parcela da BH do rio Paranaíba contida no território do



Distrito Federal (UGH-DF), o que corresponde a área de 3.690 km², englobando a área de maior densidade demográfica do DF (CBH PARANAÍBA-DF, 2019). Em seguimento apresenta-se breve caracterização das cinco sub-bacias que compõem o território de jurisdição do CBH do Paranaíba no DF.

Na bacia do rio Descoberto, encontra-se o já mencionado Lago do Descoberto que individualmente responde por 65% do abastecimento da população do DF (ADASA, 2020), cuja deterioração da qualidade da água é devido ao acréscimo do aporte de sedimentos dos tributários decorrentes do processo de urbanização e, também, a agricultura é potencialmente responsável pela contaminação dos recursos hídricos por fertilizantes e agrotóxicos. À jusante da barragem do Descoberto, o seu afluente rio Melchior recebe esgotos tratados de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE, com tratamento terciário), tornando-se a drenagem mais pressionada do DF, enquadramento na Classe 4, devido ao lançamento de efluentes em curso d'água de baixa vazão (CRH-DF, 2014). Cabe ressaltar ainda o lançamento de chorume tratado pela Estação de Tratamento de Chorume do Aterro Sanitário de Brasília, de gestão do Serviço de Limpeza Urbana do DF- SLU.

A bacia do rio Corumbá tem como um de seus afluentes o rio Descoberto, porém a confluência dos mesmos se dá a jusante do DF. Nessa bacia, as ocupações urbanas apresentam processos erosivos das superfícies de recarga de aquíferos, conflitos pelo uso da água em decorrência da intensificação das atividades agrícola e lançamento de efluentes de esgotos tratados (ETE com tratamento terciário) que causam impactos significativos, com trechos enquadrados na Classe 3 (CRH-DF, 2014). A qualidade das águas do rio Corumbá carece de atenção especial, em razão do aproveitamento das águas do Lago Corumbá IV (no Estado de Goiás) em vias de serem usadas para o abastecimento público do DF.

A bacia do rio Paranoá é a única das cinco sub-bacias de atuação do CBH do Paranaíba-DF integralmente no território do Distrito Federal (Figura 1); tem suas águas drenadas para o Lago Paranoá, que está situado a jusante da mancha urbana da cidade de Brasília. O Lago Paranoá sofre pressão antrópica devido ao crescente adensamento urbano, a impermeabilização do solo, a diluição de efluentes sanitários tratados (ETE Sul e ETE Norte), o lançamento das águas pluviais sem tratamento e com presença de esgotos clandestinos, que comprometem a qualidade da água, enquadramento Classe 2 (CRH-DF, 2014). Desde a crise hídrica de 2016-2018, novos mananciais para abastecimento humano foram implantados no Lago Paranoá e Ribeirão do Bananal, que foram integrados aos sistemas do lago de Santa Maria e do Descoberto (LIMA et al., 2018). A preocupação com a quantidade e qualidade da água bruta para abastecimento humano é crescente, especialmente devido à presença de contaminantes emergentes.



Na bacia do rio São Bartolomeu, a ocupação vem provocando perdas da qualidade da água, com comprometimento razoável em seu curso principal, com trechos enquadrados na Classe 3, devido ao parâmetro turbidez, decorrentes das enchentes e intenso processo de urbanização, sobretudo ocupações irregulares, esgotamento e o tratamento de esgoto deficientes (65% dos esgotos coletados e 78% tratados). No médio curso do rio São Bartolomeu predominam as atividades rurais, onde existe conflito pelo uso da água na unidade hidrográfica do rio Pípiripau, entre os usos para irrigação e o abastecimento humano, o que exige interferência direta da ANA, Adasa, Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal (Emater/DF) e outras entidades para resolução de conflitos (PRH Paranaíba-DF, 2018).

A bacia do rio São Marcos é predominantemente agrícola, possui dois barramentos pequenos para fins de irrigação, apresenta conflitos entre os irrigantes, contaminação e poluição potencial das águas superficiais e subterrâneas por agroquímicos, contudo, a bacia é considerada preservada na porção que pertence à área da BH Paranaíba-DF.

Finalmente, o Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Preto no Distrito Federal atua em parte da sub-bacia do Alto Preto que pertence à Bacia Hidrográfica do rio São Francisco. O rio Preto nasce na Lagoa Feia, em Goiás, faz divisa ao leste do Distrito Federal com os Estados de Goiás e Minas Gerais, e deságua no rio Paracatu em Minas Gerais.

O Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Preto (CBH Preto-DF) foi criado em 18 de janeiro de 2010, pelo Decreto nº 31.253/2010, sendo a alteração de seu Regimento Interno aprovado por meio da Deliberação nº 02/2018.

A BH do Preto-DF possui área de 1.331 km², ocupando 22,6% da área do DF, abrange parte das regiões administrativas de Planaltina (60%) e Paranoá (40%), e está subdividida em dez Unidades Hidrográficas (UH), sendo duas de domínio federal e as outras são distritais (CBH-PRETO-DF, 2019).

Assim como a área urbana do DF foi planejada, também o espaço rural se desenvolveu a partir de planejamento e intervenção governamental. A BH do Rio Preto-DF foi planejada para concentrar atividades agropecuárias, devido à topografia favorável, fertilidade, disponibilidade de água, dentre outros fatores.

Diversos núcleos rurais foram implantados (Rio Preto, Tabatinga, Jardim, São José, Riacho das Pedras, Buriti Vermelho, Lamarão, Capão Seco, Stanislau, Cariru); além do Programa de Assentamento Dirigido do Distrito Federal (PAD/DF), que trouxe principalmente famílias de agricultores do sul do País. O governo construiu assentamentos, reservatórios e canais de condução e distribuição de água para apoiar a atividade agrícola. Embora a bacia caracterize-se por atividades



agropecuárias, também apresenta um núcleo urbano em expansão e vários núcleos urbano-rurais derivados das agrovilas criadas nos núcleos rurais (CBH PRETO-DF, 2019).

A produção agropecuária é tecnificada, principalmente a produção de hortigranjeiros e grãos, com uso intensivo dos recursos hídricos em sistemas de irrigação por pivô central, com captação direta de água nos mananciais superficiais ou pequenos barramentos. Com o crescimento intenso da área irrigada, notadamente com pivôs centrais, ocorreu ultrapassar a capacidade de uso dos recursos hídricos para além da vazão remanescente dos rios no período de seca, gerando conflitos entre os irrigantes e com outros usuários à jusante. Contudo, por meio do CBH do Preto-DF, atuando como primeira instância deliberativa para a resolução de conflitos, foi definida a mediação da Emater PAD/DF, que elaborou planilha para agricultura irrigada em conjunto com os usuários, para alocação negociada da água e revisão das outorgas concedidas. A Adasa passou a fornecer outorga coletiva com responsabilização individual de cada produtor que aderiu ao projeto. Esse trabalho de gestão de conflitos mediado por membro do comitê, o representante da Emater PAD/DF, garantiu a regularização do uso dos recursos hídricos, a observação da vazão remanescente dos rios, fortaleceu a credibilidade do comitê, além de evitar a frustração de safras com prejuízos estimados de R\$ 12.950.000,00 (LIMA et. al., 2018).

Na Bacia do Rio Preto situa-se a Usina Hidrelétrica Queimados, mas fora dos limites do DF, construção iniciada no ano 2000 e entrou em operação em 2004. O lago inundou área de 36,26 km², abrangendo parte dos estados de Minas Gerais, Goiás e do Distrito Federal. A descarga mínima do reservatório da usina é de 17m³/s, mas em situação hidrometeorológica desfavorável é reduzida para 10 m³/s (ANA, 2016a).

A compensação financeira pela utilização dos recursos hídricos corresponde à 7% da energia gerada, e desse valor 6,25% são distribuídos entre os Estados, Distrito Federal e municípios, de forma proporcional à área alagada pelas águas represadas. O percentual restante (0,75%) é destinado para ser aplicado na implementação da PNRH e do SINGREH através da ANA (Art. 17 da Lei 9.648/1998). Vale ressaltar que dentre recursos financeiros que compõem o orçamento da ANA, a cobrança pelo uso de recursos hídricos gera dois tipos de receitas: (i) Arrecadada pela cobrança em bacias hidrográficas de domínio da União (integrante da Fonte 116), que é repassada integralmente às respectivas entidades delegatárias das funções de Agências de Águas; (ii) Recebidas como compensação financeira pela utilização de recursos hídricos para aproveitamentos de potenciais hidrelétricos – 0,75% do valor da energia produzida (integrante da Fonte 183), que são investidos em diversos programas (ANA, 2020).

Sendo assim, não obstante a compensação financeira, a BH do Preto-DF sendo afluente da BH do Rio São Francisco, a qual já possui plano e cobrança pelo uso de recursos hídricos, faz jus a receber



fração dos recursos gerados, com pequena parte dos irrigantes que captam água diretamente na calha do Rio Preto, cujos investimentos devem ser aprovados pelo comitê.

Para a implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos e fortalecimento do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, a ANA desenvolve programas de incentivo financeiro aos comitês de bacias hidrográficas com as receitas recebidas como compensação financeira pela utilização de recursos hídricos para aproveitamentos de potenciais hidrelétricos (Fonte 183), em destaque o Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas – Progestão e o Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas - Procomitês.

O Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas - Progestão - consiste em apoio financeiro aos Estados e ao Distrito Federal, que aderem voluntariamente, visando assistir aos Sistemas de Gerenciamentos de Recursos Hídricos. O princípio das transferências financeiras se dá a partir do alcance de metas acordadas entre a ANA e as entidades estaduais e distrital, com base em normativos legais.

O DF aderiu ao Progestão por meio do Decreto nº 35.507, de 05 de junho de 2014, nos termos da Resolução ANA nº 379, de 21 de março de 2013, sendo celebrado o Contrato nº 023/2016 entre a ANA e ADASA, tendo como interveniente o CRH-DF. No período de 2016 a 2018, o DF recebeu R\$ 2.106.225, 00 (dois milhões, cento e seis mil e duzentos de vinte de cinco reais), destinados para contratação e elaboração do PBH dos Afluentes do Rio Paranaíba no DF (R\$ 1.512.341,44) e, para a manutenção da rede hidrometeorológica (R\$ 805.518,19), conforme o Relatório Anual do Progestão do Distrito Federal - 4º Período de Certificação (ADASA, 2019) (Tabela 1).

Tabela 1 – Valores transferidos, aplicações e destinação dos recursos do Progestão, período de 2016 a 2018.

Parcela	Ano		Valor (R\$)		Total	Destinação
	Verificação	Depósito	Depositado	Rendimento		
1ª	2015	2016	750.000,00	33.725,98	783.725,98	Contratação PRH Paranaíba-DF
2ª	2016	2017	716.400,00	89.118,19	805.518,19	Manutenção hidrometeorológica
3ª	2017	2018	639.825,00	88.790,46	728.615,46	Contratação PRH Paranaíba-DF
4ª	2018	2019	À depositar	-	-	-
Total			2.106.225,00	211.634,63	2.317.859,63	-

Fonte: Modificado de ADASA (2019)



Nos resultados dos investimentos pode-se verificar que a maioria das metas federativas foram atingidas com percentual de cumprimento muito bom (72,6 a 100%), apenas uma meta não foi cumprida, no período de 2016 e 2017 (Tabela 2).

Segundo a ADASA (2019), as dificuldades no cumprimento da Meta I.2 - Compartilhamento de informações sobre água subterrâneas – são devidas à inexistência de algumas informações em bancos de dados, alto custo para realização de testes de bombeamento porque a maioria dos usuários é de pequenos usuários, a existência de estudo hidrogeológico robusto abrangendo todo o DF que é utilizado pela ADASA como referência para a concessão de outorga, a rede de qualidade da água subterrânea mantida pela ADASA dispensa a realização de testes; e, ainda, devido à crise hídrica de 2016/2017. Observa-se que ainda existem dificuldades para compartilhamento de dados entre os bancos dos Sistema de Informação sobre Recursos Hídricos do DF (SIRH-DF), lançado em 2017, e o Nacional (SNIRH) lançado em 2005, principalmente no que se refere aos registros de outorgas das águas subterrâneas.

Tabela 2 – Resultados do cumprimento das metas federativas, período 2016 e 2017.

Meta	Descrição	Cumprimento das metas (%)	
		Ano 2016	Ano 2017
I.1	Integração dos dados de usuários de recursos hídricos	87,6	72,6
I.2	Compartilhamento de informações sobre água subterrânea	100	Não atendeu
I.3	Contribuição para difusão do conhecimento	100	93
	Transmissão e disponibilização de dados telemétricos	100	100
I.4	Elaboração do manual operativo da sala de situação. Produção de boletins	100	75
I.5	Atuação para segurança de barragens	100	100

Fonte: Elaborada partir de dados da ADASA (2019).

O Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas – Procomitês – é um outro programa que a ANA desenvolve que visa a consolidação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) nos Estados e Distrito Federal, que foi instituído pela Resolução ANA nº 1.190, de 03 de outubro de 2016, e detalhado pela Resolução ANA nº 1.595, de 19 de dezembro de 2016. Esse programa foi pensado tendo em vista as recorrentes fragilidades, tanto do SINGREH, quanto nos sistemas estaduais e distrital, em relação ao funcionamento das suas instâncias colegiadas. Em geral, as fragilidades dos comitês são: assimetrias de conhecimentos entre os membros; o conhecimento das instâncias colegiadas pelo SINGREH; o reconhecimento dos



comitês pela sociedade; a implementação dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos; e, o funcionamento em termos operacionais (ANA, 2019).

O Procomitês funciona em ciclos de cinco anos, com avaliação da ANA e certificação dos conselhos de recursos hídricos estaduais e do DF, para averiguar o cumprimento das metas pactuadas a cada ano. Inicialmente, os comitês identificam a necessidade de aderir ao programa, e os governos estaduais e o distrital, por meio de decretos específicos, concretizam essa intenção a partir da estipulação das metas. Neste ponto, os comitês são classificados segundo a definição das fragilidades (variando de N1 a N5) e identifica-se o estágio inicial e o estágio pretendido, só então é assinado o contrato. Os níveis são: Nível 1 - Comitê criado com normativo caracterizando sua criação; Nível 2 - Comitê instalado, já com regimento interno aprovado, processo eleitoral realizado, membros empossados e diretoria eleita, com mandatos vigentes; Nível 3 - Comitê consolidado em funcionamento regular evidenciado, ao menos com a realização das reuniões ordinárias regimentalmente previstas; Nível 4 - Comitê com PRH ou enquadramento aprovados; e, Nível 5 - Comitê com cobrança aprovada e implementada (ANA, 2019).

Oficialmente, o Distrito Federal aderiu ao Programa por meio do Decreto nº 38.755/2017. A aplicação dos recursos da ordem de R\$ 150.000,00 (cento e cinquenta mil reais) foram direcionados para ações dos três comitês. Atualmente o Procomitês encontra-se no 1º período de implementação. Os repasses anuais serão ao longo de cinco ciclos de implementação.

Os Comitês do Distrito Federal estão classificados no nível 4 (com PRH ou enquadramento aprovados). O relatório do Procomitês no DF está em elaboração; contudo, desde já deve-se destacar o trabalho dos três comitês para elaboração da proposta de valores para a cobrança pelo uso de recursos hídricos, que foi um trabalho realizado e aprovado em reuniões conjuntas, e encaminhada para apreciação do Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal, em 2019.

O papel dos comitês de bacia hidrográfica para implantação de PNRH destaca-se também, de maneira especial, na diretriz de integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental (Art. 3º, III, Lei 9.433/1997). No DF, o Zoneamento de Usos do Espelho D'água do Lago Paranoá foi realizado no âmbito do atual CBH Paranaíba-DF, antigo CBH Rio Paranoá, conforme a Deliberação CBH/RP nº 01/2014 (Figura 2).

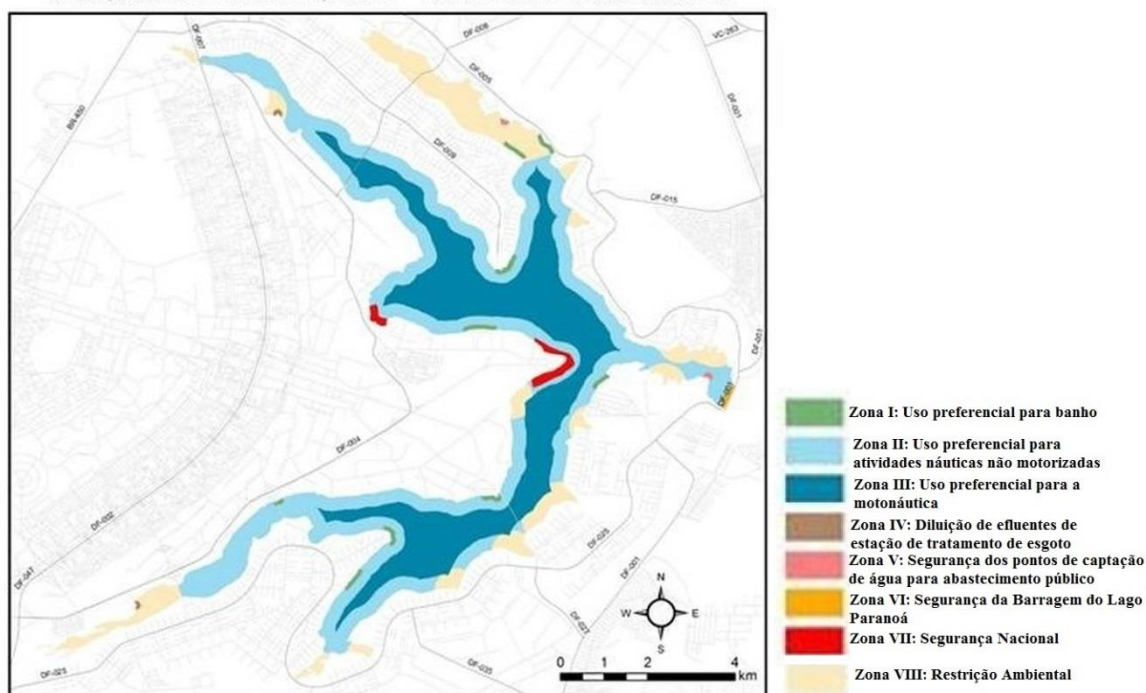


Figura 2: Zoneamento do espelho d'água do Lago Paranoá.
Fonte: Adaptado de Ramos et al., 2019.

A proposta de Zoneamento do Lago Paranoá foi elaborada pelo Grupo de Trabalho da Câmara Técnica de Assessoramento desse comitê, a partir do Plano de Manejo e Zoneamento Ambiental da APA do Lago Paranoá, instituídos pelo Decreto nº 33.537/2012. Foram realizadas audiências públicas para oportunizar a participação social, obter subsídios e contribuições aos estudos, em 10 e 11 de outubro de 2013. Dessa forma, visando aos usos múltiplos dos recursos hídricos, por meio da Deliberação CBH-RP nº 1/2014, foram delimitadas as áreas sujeitas à restrição de uso para o espelho d'água do Lago Paranoá.

No Zoneamento do Espelho D'água do Lago Paranoá com as suas áreas de restrições de uso, o comitê teve a preocupação de garantir a integração de instrumentos de gestão de recursos hídricos e ambiental, ao considerar o Plano de Manejo da APA do Lago Paranoá. E, de acordo com a Deliberação nº 1/2014 está explícito que o Zoneamento será parte integrante do PRH da Bacia do Paranaíba-DF, podendo ser ajustado, se necessário, quando da elaboração do mesmo. Não obstante, para reforçar o caráter normativo das deliberações do CBH Paranaíba-DF, a obrigatoriedade de cumprimento do zoneamento, foram realizadas articulações durante quatro anos, que foram consolidadas com a publicação do Decreto nº 39.555/2018, que estabelece ações conjuntas dos órgãos de fiscalização ambiental e de recursos hídricos do Distrito Federal.

A Lei das Águas trouxe avanços democráticos para a gestão dos recursos hídricos ao incluir nas decisões, sobretudo com peso deliberativo, os usuários da água e representantes da sociedade



civil, deixando para trás o tempo em que as decisões que impactam a população eram tomadas unicamente pelo Poder Público, de cima para baixo, mas ainda há muito que se avançar.

Os comitês de bacia hidrográfica devem apresentar composições e representações que espelhem a ideia de “Parlamento das águas”. Mas, o Brasil é um país de desigualdade socioeconômica que é refletida nas estruturas institucionais, públicas e privadas.

O País ainda apresenta diversidade cultural, ecológica e climática. Essas desigualdades e diversidades são espelhadas na composição do SINGREH e dos comitês de bacias hidrográficas; portanto, é de se esperar que se encontrem diversas barreiras e fragilidades a serem enfrentadas e vencidas.

Em geral, na composição dos CBH pode-se observar que os setores com poder econômico e força política estão bem representados e conseguem impor suas vontades, enquanto certos segmentos da sociedade e de usuários menos privilegiados ainda não participam das tomadas de decisões; por exemplo, grandes irrigantes sempre estão bem representados, enquanto há ausência de participação dos pequenos usuários, em geral produtores familiares. A representatividade dos segmentos nos três CBH no DF pode ser verificada a seguir (Tabela 3).

Tabela 3: Composição dos comitês de bacias hidrográficas do Distrito Federal, membros do poder público, organizações civis (titular / suplente) e usuários (2018 a 2021).

Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Paranaíba (CBH Paranaíba- DF)	
Seguimento Social	Representantes
Poder Público	Agencia Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do DF (Adasa); Brasília Ambiental (Ibram); Casa Civil do DF (Caci/DF); Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do DF (Emater-DF); Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Habitação (Seduh); Secretaria de Estado do Meio Ambiente do DF (Sema/DF); Secretaria de Turismo do DF (Setur/DF).
Organizações Civis	Associação Ocupe o Lago / Mar de Brasília Educação Ambiental Ltda; Associação de Agricultura Ecológica (AGE) / Universidade Holística Internacional da Paz (Unipaz); Associação de Produtores Rurais Novo Horizonte "Betinho" (Aspronte) / Associação Comunidade do Núcleo Rural Córrego da Onça (Aconurco); Associação dos Produtores Rurais da Reserva (Para) / Associação dos Produtores, Protetores da Bacia do Descoberto (Pró-Descoberto); Associação Rural e Cultural Alexandre Gusmão (Arcag) / Associação dos Usuários do Canal Santos Dumont; Instituto Oca do Sol / Fundação Mais Cerrado; Universidade de Brasília (UnB); Federação das Indústrias do DF (Fibra) / Federação da Agricultura e Pecuária do DF (Fape-DF).
Usuários	Setor de abastecimento urbano, coleta, tratamento de esgotos, diluição de efluentes Urbanos: Companhia de saneamento ambiental do DF (Caesb). Hidroeletricidade: Companhia Enegetica de Brasília (CEB). Setor indústria e mineração, captação de Água e diluição de efluentes industriais: União Química Farmacêutica Nacional, Ball Beverage Can South America S.A. Setor lazer e turismo: Associação para o Desenvolvimento Social do Turismo Rural (Adestur). Setor de irrigação e uso agropecuário: Condomínio do Sistema de Irrigação Rodeador (Cosir), Condomínio do Sistema de Irrigação do Córrego Guariroba, Associação dos Produtores Rurais do Córrego do Cristal e Pessoas Físicas. Setor de usos não consuntivos: Federação Náutica



	de Brasília. Setor de drenagem urbana: Companhia Urbanizadora da Nova Capital (Novacap).
Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Maranhão (CBH Maranhão-DF)	
Poder Público	Adasa; Administração Regional da Fercal; Emater-DF; Instituto Chico Mendes de Conservação de Biodiversidade (ICMbio); Ibram; Secretaria de Estado de Agricultura, Abastecimento e Desenvolvimento Rural (Seagri); e Seduh.
Organizações Cívicas	Associação dos Moradores da Fercal (Asfer); Associação de Radiodifusão Comunitária da Fercal; Associação dos Produtores do Lago Oeste (Asproeste); Associação SOS Ribeirão Sobradinho; Fape-DF; Fibra.
Usuários	Setor de Abastecimento Humano: Caesb. Setor Indústria e Mineração: Votorantim Cimentos e Ciplan Cimento. Setor de irrigação e uso agropecuário: Associação dos Produtores e Moradores Rurais da Morada dos Pássaros (Apromad). Setor de Lazer e Turismo: Sindicato de Turismo Rural e Ecológico do Distrito Federal. Setor de Hidroeletricidade: Sem membros (S/M). Setor de usos não consuntivos: S/M.
Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Preto (CBH Preto-DF)	
Poder Público	ADASA, Administração Regional de Planaltina; EMATER-DF; IBRAM; ICMBIO; SEAGRI - DF
Organizações Cívicas	Cooperativa Agrícola do Rio Preto (Coarp); Cooperativa Agrícola da Região do DF Ltda. (Coopa-DF); Fape-DF; Instituto Internacional de Educação do Brasil (IEB); Sindicato Rural do Distrito Federal (SRDF); Faculdade UnB Planaltina (FUP).
Usuários	Setor de irrigação e uso agropecuário: Pessoas Físicas. Setor Indústria e Mineração: FVO Brasília Indústria e Comércio de Alimentos Ltda. Setor de lazer e turismo: Sindicato de Turismo Rural e Ecológico do DF - Ruraltur/DF. Setor de abastecimento humano: S/M. Setor de usos não consuntivos: S/M. Setor de hidroeletricidade: S/M.

Fonte: elaborada com base nos dados disponíveis nos sítios eletrônicos dos CBH do DF, 2019.

Diante da perceptível assimetria de conhecimentos entre os membros dos comitês, torna-se indispensável a capacitação constante, como propõe o Procomitês. Em complemento, tem-se a necessidade de problematizar a representatividade que tende a privilegiar setores com maior poder econômico e político, sendo que a falta de participação dos setores de menor poder econômico pode reduzir o desempenho político e operacional dos comitês, o seu reconhecimento pela sociedade e a legitimidade na implantação dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos.

Considerando o estágio atual dos três comitês do DF, o instrumento de gestão que merece destaque é a implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos, aprovado pelos comitês, mas ainda carece de deliberação do CRH-DF. A partir da arrecadação pela cobrança dos usos dos recursos hídricos de domínio distrital, há possibilidade de garantir sustentabilidade financeira para a instituição de uma Agência de Água, ou entidade delegatária, necessária para prestar apoio administrativo e técnico aos três comitês no Distrito Federal. Como já mencionado, dentre as três bacias do DF, duas já recebem recursos referentes à cobrança pelo uso de recursos hídricos em bacias hidrográficas de domínio da União, a BH Preto-DF recebe recursos da BH do Rio São Francisco, e a BH Paranaíba-DF que recebe da BH Paranaíba Federal. A BH do Maranhão-DF pertencente a BH do Tocantins-Araguaia que não implementou ainda a cobrança no âmbito federal.



No Distrito Federal, a cobrança visa obter recursos para implantar uma Agência de Água das Bacias Hidrográficas no DF, principalmente, papel hoje cumprido pela Adasa, através da Coordenação de Agência de Bacias Hidrográficas. As atribuições dessa Coordenação da Adasa previstas na Resolução nº 20, de 09 de outubro de 2018, são o apoio à discussão e elaboração do mecanismo de cobrança pelo uso das águas dos rios distritais, a emissão de pareceres sobre projetos a serem financiados por essa arrecadação, dentre outras. A Adasa tem feito o papel de Agência de Águas, gerenciando questões administrativas e técnicas; porém, o ideal e legalmente previsto para a Adasa no SINGREH é o de órgão regulador e fiscalizador do uso da água. De fato, porque não existe Agência de Bacias para os três comitês do DF, a Adasa e outros órgãos públicos da estrutura organizacional do Distrito Federal, como o Ibram, Emater e Seagri assumem atribuições técnico-administrativas, além das suas competências legais rotineiras; então, os servidores públicos acumulam funções, sem lócus administrativo nos seus órgãos de origem, para atender aos comitês em suas demandas ordinárias e extraordinárias.

A gestão dos comitês está sendo fortalecida pelos programas Progestão e Procomitês, ambos aderidos pelo DF. Todavia, as potencialidades dos comitês foram claramente demonstradas caso do Zoneamento de Usos do Espelho D'água do Lago Paranoá, realizado no âmbito do CBH Paranaíba-DF, que define as áreas restrições de uso e garante os usos múltiplos; embora tenha sido necessário decreto para articular a fiscalização do cumprimento da norma, que de certa forma expõe as fragilidades que permeiam a atuação dos comitês de bacias, por desconhecimento do caráter deliberativo das decisões enquanto cogestor dos recursos hídricos. A importância da atuação dos Comitês do DF também foi ressaltada na gestão de conflitos, na sua função de arbitrar, em primeira instância administrativa, no caso da alocação negociada da água na BH Preto-DF, mediada pela Emater PAD/DF, com protagonismo efetivo dos usuários irrigantes, sendo elaborada planilha de irrigação que regulariza o uso sazonal dos recursos hídricos e define a vazão máxima alocada através da outorga coletiva, com responsabilidade individual, o que evita perdas econômicas da ordem de R\$ 13 milhões por ano (LIMA et al., 2018).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A implementação da gestão dos recursos hídricos no Distrito Federal seguiu as determinações da Lei Federal nº 9.433/1997, com a promulgação da Lei Distrital nº 2.725/2001, que institui a Política Distrital de Recursos Hídricos e cria o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal.



No Distrito Federal, a gestão de recursos hídricos conta com a criação de três comitês de bacias hidrográficas: o Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Maranhão (CBH Maranhão-DF); o Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Paranaíba (CBH Paranaíba-DF); e, o Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Preto (CBH Preto-DF).

No presente estudo, verificou-se que o regramento dos procedimentos para instalação e funcionamento dos Comitês no DF datam do ano de 2006, mas ainda não foram implantados dois importantes instrumentos de gestão: os planos de recursos hídricos de cada uma das três bacias hidrográficas e cobrança pelo uso dos recursos hídricos distrital.

Em 2018, foram iniciados os estudos para elaboração do PRH da Bacia dos Afluentes do Rio Paranaíba no Distrito Federal. Em 2019, a cobrança foi aprovada em conjunto pelos três comitês, cuja proposta foi encaminhada para deliberação do Conselho de Recursos Hídricos do DF. Os recursos da cobrança serão importantes para o estabelecimento de uma Agência de Água das Bacias Hidrográficas no DF. Atualmente, o apoio técnico-administrativo aos comitês do DF é desempenhado pela Coordenação de Agência de Bacias Hidrográficas da Adasa.

A gestão dos comitês distritais tem melhorado seu nível, haja vista a proposta de valores para a cobrança no DF, e também estão mais fortalecidos, com a adesão do DF aos programas de incentivos financeiros geridos pela ANA: Procomitês e Progestão; embora, existam assimetrias importantes entre os três comitês.

No que se refere aos Planos de Recursos Hídricos, o PRH do Paranaíba-DF está em elaboração, o PRH do Preto-DF está em fase de contratação, e o PRH do Maranhão-DF não tem nenhuma previsão de contratação.

Por fim, reitera-se a importância dos comitês comprovada pela atuação do CBH Paranaíba-DF na elaboração do Zoneamento do Espelho d'água do Lago Paranoá; e, também, pela atuação do CBH Preto-DF na resolução de conflitos entre usuários irrigantes através da alocação negociada da água. O CBH Maranhão-DF enfrenta os seus maiores desafios para melhorias no saneamento básico e garantir a segurança hídrica, principalmente para o abastecimento humano.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior (Capes) e no âmbito do Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua. Agradecemos a Agência Nacional de Águas, especialmente a Flávia Simões Ferreira Rodrigues pelos ensinamentos ministrados no ProfÁgua - Brasília.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Agência Nacional de Águas – ANA; 2013. Plano de recursos hídricos e do enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba. Brasília. 312p. Disponível em <<http://www.cbhparanaiba.org.br/prh-paranaiba/plano>>. Acesso em dez. 2019.
- _____. ANA; 2013. Resolução nº 379, de 21 de março de 2013. Aprova o Regulamento do Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão de Águas - Progestão e dá outras providências. Disponível em <<https://bit.ly/31EAYfd>>. Acesso em dez. 2019.
- _____. ANA; 2016a. Resolução nº 934, de 15 de agosto de 2016. Autoriza a redução de descarga mínima do reservatório da UHE Queimado, no Rio Preto, até 31 de outubro de 2016. Disponível em <<https://bit.ly/3b5bLOJ>>. Acesso em fev. de 2020.
- _____. ANA; 2016. Resolução nº 1.190, de 03 de outubro de 2016. Aprova o Regulamento do Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas – Procomitês.
- _____. ANA; 2016. Resolução nº 1.595 de 19 de dezembro de 2016. Disponível em <<https://bit.ly/377knSn>>. Acesso em nov. 2019.
- _____. ANA; 2019. Programas e Projetos - Procomitês. Disponível em <<https://bit.ly/2Uw7Vsf>>. Acesso em dez. de 2019.
- _____. ANA; 2020. Receitas e Despesas. Disponível em <<https://www.ana.gov.br/aceso-a-informacao/despesas>>. Acesso em abr. de 2020.
- Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal – ADASA; 2012. Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal – Relatório Síntese. Brasília.
- _____. ADASA; 2018. Resolução nº 20, de 09 de outubro de 2018. Altera o Regimento Interno aprovado pela Resolução nº 16, de 17 de setembro de 2014 e suas alterações posteriores. Disponível em <http://www.adasa.df.gov.br/images/storage/legislacao/resolucoes_adasa/Resolucao_n_20_2018_Altera_o_Regimento_Interno.pdf>. Acesso em abr. 2020.
- _____. ADASA; 2019. Relatório Anual do Progestão, Distrito Federal, 4º Período de Certificação. Brasília, 98p. Disponível em <<https://bit.ly/2U9QYyx>>. Acesso em fev. de 2020.
- _____. ADASA; 2020. Sistema de Abastecimento de Água do Distrito Federal. Brasília, 8p. Disponível em <<https://bit.ly/3fAw0a6>>. Acesso em fev. de 2020.
- Brasil. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e dá outras providências.
- _____. Lei nº 9.648 de 27 de maio de 1998. O Art. 17 trata da compensação financeira pela utilização de recursos hídricos.
- _____. Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional e coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
- _____. Lei nº 10.881, de 9 de junho de 2004. Dispõe sobre os contratos de gestão entre a Agência Nacional de Águas e entidades delegatárias das funções de Agências de Águas relativas à gestão de recursos hídricos de domínio da União e dá outras providências.



Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba no Distrito Federal – CBH Paranaíba - DF; 2016. Deliberação nº 61 de 10 de março de 2016. Dispõe sobre mecanismos e valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos de domínio da União e dá outras providências. Disponível em <<http://cbhparanaiba.org.br/documentacao/deliberacoes>>. Acesso em jan. de 2020.

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranoá - CBH-RP; 2012. Deliberação nº 02 de 10 de setembro de 2012. Regulamenta o Funcionamento do Grupo de Trabalho sobre Usos Múltiplos do Lago e dá outras providências. Disponível em <<https://bit.ly/2vUkELy>> Acesso em nov. 2019.

_____. CBH-RP; 2014. Deliberação nº 01, em 10 de março de 2014. Estabelece o Zoneamento do Lago Paranoá. Disponível em <<https://bit.ly/3bjCmbv>>. Acesso em dez. 2019.

Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Maranhão no Distrito Federal - CBH Maranhão-DF; 2018. Deliberação nº 02 de 24 julho de 2018. Aprova alteração do Regimento Interno do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Maranhão. Disponível em <<https://bit.ly/3bjTAWn>>. Acesso em nov. de 2019.

_____. CBH Maranhão-DF; 2019. A Bacia. Disponível em <<http://www.cbhmaranhaodf.com.br>>. Acesso em dez. de 2019.

Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Paranaíba no Distrito Federal - CBH Paranaíba-DF; 2018. Deliberação nº 03 de 14 julho de 2018. Aprova o Regimento Interno do CBH Paranaíba-DF. Disponível em <<http://cbhparanaibadf.com.br/documentacao/>>. Acesso em dez. de 2019.

_____. CBH Paranaíba-DF; 2019. A Bacia. Disponível em <<http://www.cbhparanaibadf.com.br>>. Acesso em fev. de 2020.

Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Preto - CBH-Preto-DF; 2018. Deliberação nº 02, de 4 de setembro de 2018. Aprova alteração do Regimento Interno. Disponível em <<http://www.cbhpretodf.com.br>>. Acesso em mar. de 2020.

_____. CBH Paranaíba-DF; 2019. A Bacia. Disponível em <<http://www.cbhpretodf.com.br>>. Acesso em dez. de 2019.

Companhia de Planejamento do Distrito Federal - CODEPLAN; 2019. Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios – PDAD 2018 - FERCAL. Disponível em <<https://bit.ly/33lCnrY>>. Acesso em fev. de 2020.

Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH; 2000. Resolução CNRH nº 05 de abril de 2000. Estabelece diretrizes para a formação e funcionamento dos Comitês de Bacia Hidrográfica. Disponível em <<http://www.cnrh.gov.br/resolucoes?limit=100&limitstart=200>>. Acesso em nov. 2019.

_____. CNRH. 2003. Resolução nº 32, de 15 de novembro de 2003. Institui a Divisão Hidrográfica Nacional. Disponível em <<http://www.cnrh.gov.br/resolucoes>>. Acesso em nov. de 2019.

Conselho de Recursos Hídricos do DF – CRH-DF; 2003. Resolução nº 32, de 17 de dezembro de 2003. Aprova o enquadramento dos corpos de água superficiais do Distrito Federal em classes, segundo os usos preponderantes, e dá encaminhamentos. Disponível em <<https://tinyurl.com/y55hq39o>>. Acesso em jun. 2019.

_____. CRH-DF; 2006. Resolução nº 05 de 29 de maio de 2006. Estabelece normas e procedimentos para a instalação de funcionamento dos Comitês de Bacia Hidrográfica do Distrito Federal.

_____. CRH-DF; 2014. Nota Técnica n.º 04, de novembro de 2014. Proposta de Enquadramento dos corpos de água superficiais do DF. Disponível em <<https://bit.ly/2YLslQH>>. Acesso em fev. de 2020.

_____. CRH-DF; 2014. Resolução nº 02, de 17 de dezembro de 2014. Disponível em <<https://bit.ly/2URNaYs>>. Acesso em fev. de 2020.



Distrito Federal. Decreto de 16 de Julho de 2002. Institui o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba, localizada nos Estados de Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e no Distrito Federal.

_____. Decreto nº 24.674 de 22 de junho de 2004. Altera o Decreto 22.787 de 13 de março de 2002. Disponível em <<https://bit.ly/2SvJE3m>>. Acesso em nov. de 2019.

_____. Decreto nº 27.152, de 31 de agosto de 2006. Dispõe sobre a criação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranoá. Brasília, 31 de agosto de 2006. Disponível em <<https://bit.ly/2XoTQit>>. Acesso em nov. de 2019.

_____. Decreto nº 31.253 de 18 de janeiro de 2010. Dispõe sobre a criação do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Preto. Disponível em <<https://bit.ly/31ABn2h>>. Acesso em nov. de 2019.

_____. Decreto nº 31.254 de 18 de janeiro de 2010. Dispõe sobre a criação do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Maranhão. Disponível em: <<https://bit.ly/2S81jze>>. Acesso em nov. de 2019.

_____. Decreto nº 31.255 de 18 de janeiro de 2010. Altera o artigo 2º do Decreto n.º 27.152, de 31 de agosto de 2006, que dispõe sobre a criação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranoá. Disponível em <<https://bit.ly/31Aen3l>>. Acesso em nov. de 2019.

_____. Decreto nº 33.537, de 14 de fevereiro de 2012 – Dispõe sobre o zoneamento ambiental da Área de Proteção Ambiental - APA do Lago Paranoá. Brasília, 14 de fevereiro de 2012.

_____. Decreto nº 35.507, de 05 de junho de 2014. Dispõe sobre a adesão do Distrito Federal ao Pacto Nacional pela Gestão das Águas. Brasília, 05 de junho de 2014.

_____. Decreto nº 38.755 de 27 de dezembro de 2017. Dispõe sobre a Adesão do Distrito Federal ao Programa Nacional de Fortalecimento dos Comitês de Bacias Hidrográficas - PROCOMITÊS, e dá outras providências. Disponível em <<https://bit.ly/2vRX0iK>>. Acesso em nov. de 2019.

_____. Decreto nº 39.290 de 16 de agosto de 2018. Cria o Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Paranaíba no Distrito Federal - CBH Paranaíba-DF. Disponível em <<https://bit.ly/2vhApvC>>. Acesso em nov. de 2019.

_____. Decreto nº 39.555 de 20 de dezembro de 2018. Estabelece o Zoneamento de Usos do Espelho d'Água do Lago Paranoá. Disponível em <<http://www.adasa.df.gov.br/legislacoes/decretos-main-menu>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Lei nº 2.725, de 13 de junho de 2001. Institui a Política Distrital de Recursos Hídricos e cria o Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Brasília, 13 de junho de 2001.

_____. Lei Orgânica do Distrito Federal. Brasília-DF, 8 de junho de 1993.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE; 2020. Municípios. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/brasil/pesquisa/23/27652?detalhes=true>>. Acesso em mar. de 2020.

Lima, J. E. F. W.; Freitas, G. K.; Pinto, M. A. T.; Salles, P. S. B. de A. Gestão da Crise Hídrica 2016-2018: Experiências do Distrito Federal. Brasília, DF: ADASA; CAESB; SEAGRI; EMATER-DF, 2018. 328 p.

Morais, J. L. M.; Fadu, E.; Cerqueira, L.S.; 2018. Limites e Desafios na Gestão de Recursos Hídricos por Comitês de Bacias Hidrográficas: Um Estudo nos Estados do Nordeste do Brasil. Porto Alegre, v. 24 - n.º 1, p. 238-264. Disponível em <<https://bit.ly/2Sq6UQh>>. Acesso em nov. de 2019.

Neves, G.; Carvalho, D. M.; Vasconcelos, V.; Martins, E. de S.; Couto Júnior, A. F.; 2016. Padrões das Mudanças da Cobertura da Terra no Contexto das Grandes Bacias Hidrográficas do Distrito Federal. Brasília: Companhia de Planejamento do Distrito Federal. (Texto para Discussão, n. 19). 22p.



Ramos, A. E.; Maldaner, V. I.; Salles P.; Lima, J. E. F. W.; Isaias, F. B.; Mello, R. M.; Teixeira, T. M. de N.; Romão, G. de O.; Silva, P. V.; Campos, K. K. M. S.; 2019. O Papel do Comitê de Bacia no Zoneamento dos Usos do Espelho D'Água do Lago Paranoá. XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Foz do Iguaçu – PR. Disponível em <<http://anais.abrh.org.br/works/6420>>. Acesso em dez. de 2019.

Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Distrito Federal – SEMA; 2016. Mapa hidrográfico do Distrito Federal. Disponível em <<https://tinyurl.com/y3rc67x2>>. Acesso em nov. de 2019.



VARIAÇÃO TEMPORAL E PROBABILIDADE DE RETORNO DE DADOS HIDROLÓGICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARDO

| ID 15630 |

¹Sabrina Antunes Vieira, ²Katiucia Nascimento Adam, ³Marco Alésio Figueiredo Pereira, ⁴Daniela Muller de Quevedo, ⁵Daniela Montanari Migliavacca Osório

1 Universidade Feevale, e-mail: sah.vieira@hotmail.com; 2 Universidade Federal do Pará, e-mail: katiucia@ufpa.br; 3 Universidade Feevale, e-mail: marco@feevale.br; 4 Universidade Feevale, e-mail: danielamq@feevale.br; 5 Universidade Feevale, e-mail: danielaosorio@feevale.br.

| RESUMO |

O monitoramento de dados hidrológicos é fundamental para a correta gestão de bacias hidrográficas, principalmente levando em conta que estes dados são utilizados em diversos estudos e projetos. Deve-se considerar, ainda, que as previsões devido às mudanças climáticas indicam que o meio hidrológico pode sofrer alterações, tanto quando falamos em precipitação como em vazão. A precipitação é o principal meio de entrada da água em uma bacia hidrográfica, enquanto que a vazão é utilizada tanto para o correto planejamento urbano como para demandas de recursos hídricos. Com base nisso, percebe-se que é essencial avaliar o comportamento histórico dos dados hidrológicos de uma bacia, pois assim pode-se saber como estes dados podem se comportar futuramente. Avaliar as tendências futuras destes dados hidrológicos também é importante, permitindo observar mudanças no comportamento e identificar mudanças significativas, sendo que o teste de Mann-Kendall tem sido amplamente utilizado para realizar esta avaliação de tendência em dados hidrológicos. Portanto, o objetivo deste trabalho foi analisar as séries históricas de vazão e precipitação na bacia hidrográfica do Rio Pardo em um período de 33 anos a fim de avaliar se os dados hidrológicos apresentaram alterações em sua variabilidade temporal e se apresentam alguma tendência, além de estimar a probabilidade de retorno de dados extremos. Para tanto foram adquiridos dados de precipitação máxima mensal e vazão máxima mensal da bacia hidrográfica do Rio Pardo para um período de 33 anos (1986 a 2018) no banco de dados disponibilizado pela Agência Nacional das Águas (ANA). Estes dados passaram por análises gráficas para observar o comportamento histórico (séries temporais, box-plot e curva de permanência) e também análises estatísticas, sendo o Teste F para variâncias (para avaliar alteração na variabilidade dos dados), teste de Mann-Kendall e Runtest (para avaliar se há tendências significativas) e distribuição de Gumbel (para cálculo dos tempos de retorno). Com base nos resultados, percebeu-se que as variáveis hidrológicas estão indicando alterações quando analisados pela sua variabilidade, tanto para máximos como para mínimos, mas quando analisados mensalmente, apenas alguns apresentaram tendência significativa no teste de Mann-Kendall. A distribuição de Gumbel demonstrou que esperam-se valores acima da média tanto para dados de vazão como para dados de precipitação máxima e também valores não observados na série histórica para os tempos de retorno de 200 e 500 anos para os dados de vazão, e acima de 50 anos para os dados precipitação. Estes resultados indicam que, no futuro, possivelmente tanto inundações como estiagens podem ocorrer com maior frequência e intensidade na bacia hidrográfica do Rio Pardo.

Palavras-chave: Monitoramento hidrológico; Mudanças climáticas; Séries históricas.



| INTRODUÇÃO |

A crescente necessidade do uso dos recursos hídricos para diversos fins e as previsões relacionadas às mudanças climáticas exigem o constante monitoramento das bacias hidrográficas, sendo este monitoramento fundamental para analisar possíveis alterações no comportamento hidrológico (MILLY et al., 2005; WILSON, 2007; MARENGO, 2008). De acordo com Trenberth (2006) e IPCC (2014), as mudanças climáticas podem afetar a distribuição espacial de variáveis hidrológicas como precipitação e vazão, além de intensificar e tornar os eventos extremos mais frequentes.

O monitoramento é feito pela coleta de dados hidrometeorológicos, que podem ser utilizados em estudos para diferentes aplicações, por exemplo, o setor hidroenergético, saneamento básico, abastecimento público e industrial, irrigação e drenagem, pecuária, planejamento, previsão do tempo, mudanças hidroclimáticas e impactos ambientais (SALGUEIRO; MONTENEGRO, 2008). Além disso, também são extremamente importantes para o dimensionamento de projetos como: barragens de contenção, terraços e bacias de contenção, drenagem urbana, pontes, canais, dentre outros (CAVALCANTE; SILANS, 2012).

Neste contexto, a quantificação da precipitação se torna essencial, pois esta é a principal via de entrada da água em uma bacia hidrográfica, influenciando diretamente nas aplicações citadas anteriormente e na gestão de bacias hidrográficas (CARVALHO; RUIZ, 2016). Já estudos sobre o comportamento da vazão possibilitam a determinação de valores adequados de vazões de referência para a disponibilidade hídrica de determinada região, sendo esta informação fundamental para a gestão adequada dos recursos hídricos (MELLO et al., 2010; MOREIRA; SILVA, 2013; VICTORINO et al., 2014).

Diante disso, a análise de tendências permite observar mudanças no comportamento de determinadas variáveis hidrológicas, o que permite identificar regiões com mudanças mais significativas. Para tanto, o teste de Mann-Kendall tem sido extensivamente utilizado para avaliar tendências de dados hidroclimatológicos (GOCIC; TRAJKOVIC, 2013; OLIVEIRA; BORROZZINO, 2018).

Com base nisto, percebe-se que avaliar o histórico do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é fundamental para verificar a variabilidade de vazões e precipitações ao longo do tempo, auxiliando no planejamento adequado do uso dos recursos hídricos e na correta formulação de políticas públicas de determinada região. Portanto, o objetivo deste trabalho foi analisar as séries históricas de precipitação e vazão na bacia hidrográfica do Rio Pardo, a fim de avaliar se os dados hidrológicos apresentaram alterações em sua variabilidade temporal em um período de 33 anos,



além disso, realizar a análise de tendência utilizando o teste Mann-Kendall e também estimar o período de retorno das variáveis para os tempos de 2, 10, 20, 50, 100, 200 e 500 anos.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A área de estudo foi a bacia hidrográfica do Rio Pardo (Figura 1), que está localizada na região central do estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas 28°50' a 30°00' S e 52°15' a 53°00' O, pertencendo a região hidrográfica do Guaíba. Possui uma área de drenagem de 3.636,79 Km² com 115 Km de extensão, abrangendo 13 municípios, com um total de 212.531 habitantes (COMITEPARDO, 2018).

Foram adquiridas séries históricas de dados de vazão e precipitação máxima mensal para o período de janeiro de 1986 a dezembro de 2018 através de dados disponibilizados pela ANA (Agência Nacional das Águas) no sistema Hidroweb (www.snirh.gov.br/hidroweb/). Utilizou-se uma estação fluviométrica (85830000 – Santa Cruz) e uma estação pluviométrica (02952034 – Candelária) presentes na bacia hidrográfica do Rio Pardo, pois somente estas apresentaram séries completas para o período desejado.

Os dados foram analisados através de gráficos (séries temporais, boxplot e curva de permanência) e análises estatísticas (Teste F para variâncias, teste de Mann-Kendall, Runtest e análise de Gumbel). Para a análise de variância foi utilizado o teste F e para verificar se havia tendências nas séries utilizou-se o Método de Mann-Kendall, ambos com nível de significância de 5%.

Como o teste de Mann-Kendall pode ser comprometido quando há presença de correlação serial nas séries, esta foi avaliada através do teste de sequências (Runtest) e, nos casos de séries que apresentam tendências de autocorrelação, utilizou-se o teste de Mann-Kendall modificado (YUE; WANG, 2004).

Para a estimativa de tempo de retorno das precipitações e vazões máximas utilizou-se a distribuição de Gumbel através de médias anuais das séries no período de 33 anos. Para estas análises utilizou-se os softwares RStudio e Excel.

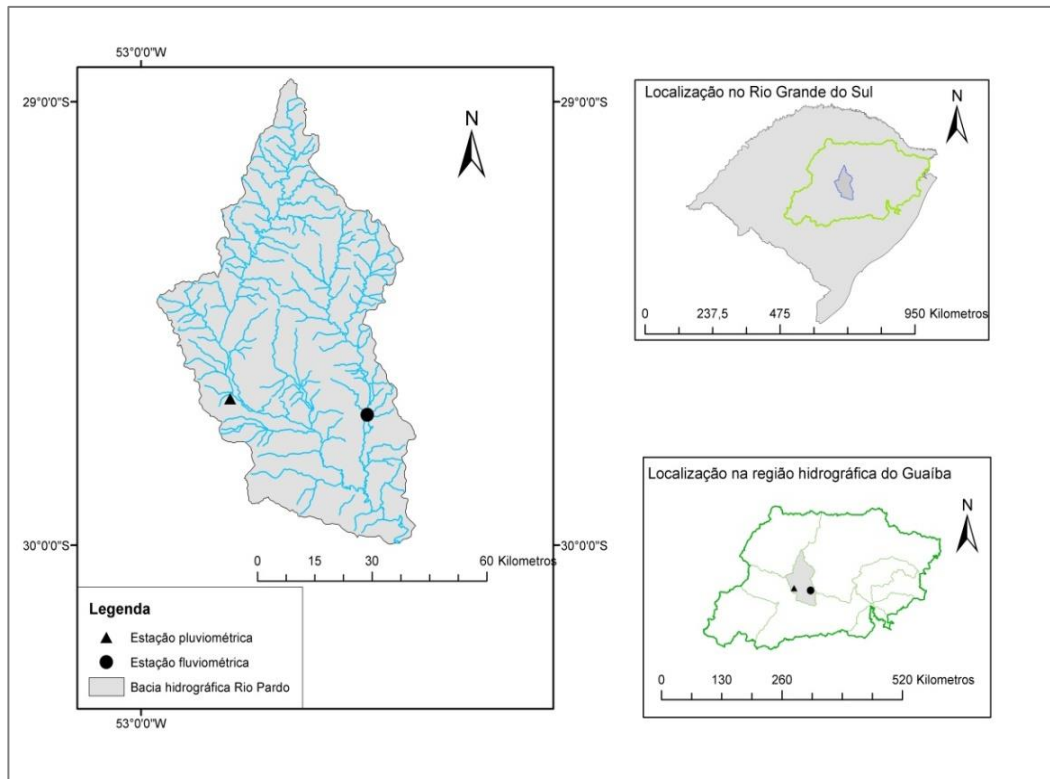


Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Rio Pardo e das estações hidrológicas utilizadas.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Quanto a variação temporal dos dados, podemos analisar graficamente nas Figuras 2 e 3 o comportamento dos dados hidrológicos nos 33 anos observados.

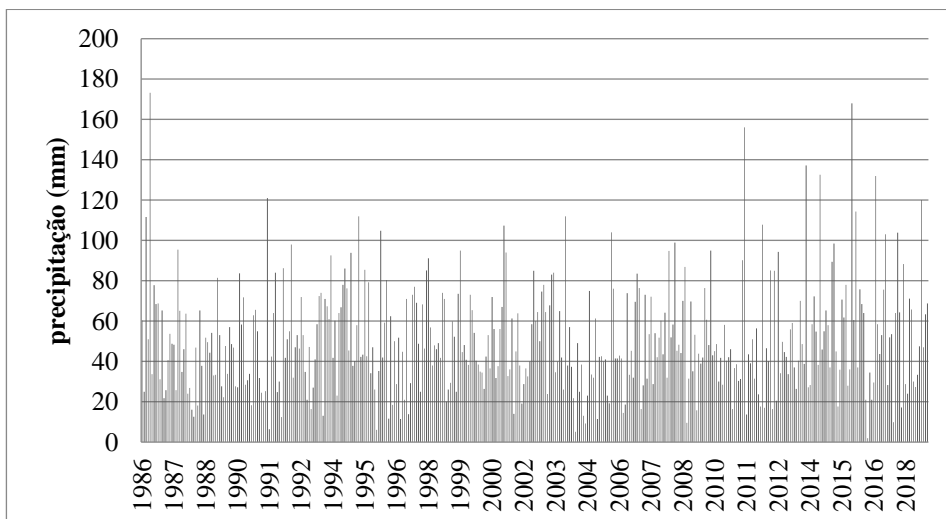


Figura 2: Variação temporal da precipitação na estação Candelária (02952034) entre os anos de 1986 a 2018.

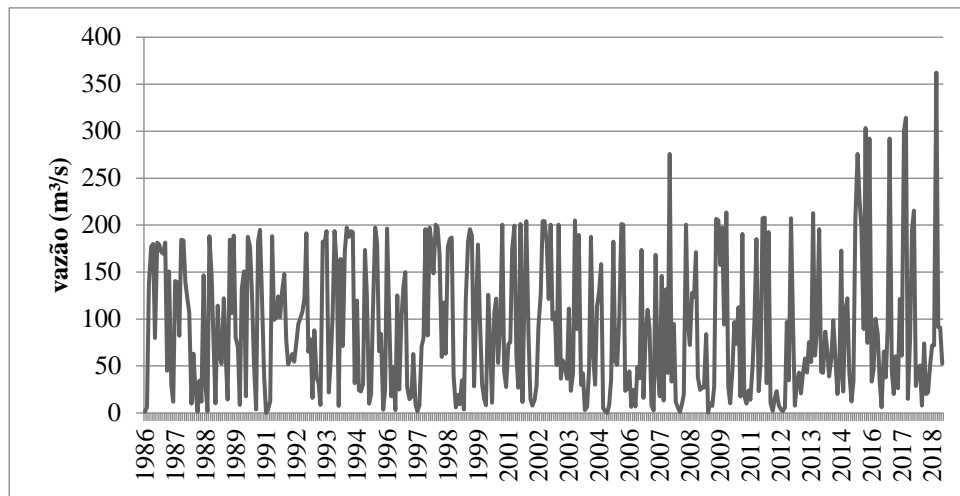


Figura 3: Variação temporal da vazão na estação Santa Cruz (85830000) entre os anos de 1986 a 2018.

Através desta primeira análise gráfica, percebe-se que o comportamento de ambas as séries aparenta ser distinto no período inicial e final, principalmente considerando os valores extremos, que estão presentes em sua maioria no final das séries. Com base nesta informação, identificaram-se as vazões e precipitações máximas anuais e também foram criados gráficos boxplot para melhor observar a distribuição dos dados e os extremos de vazões e precipitações. As Figuras 4 e 5 apresentam, respectivamente, os máximos anuais e o boxplot para a série de precipitação.

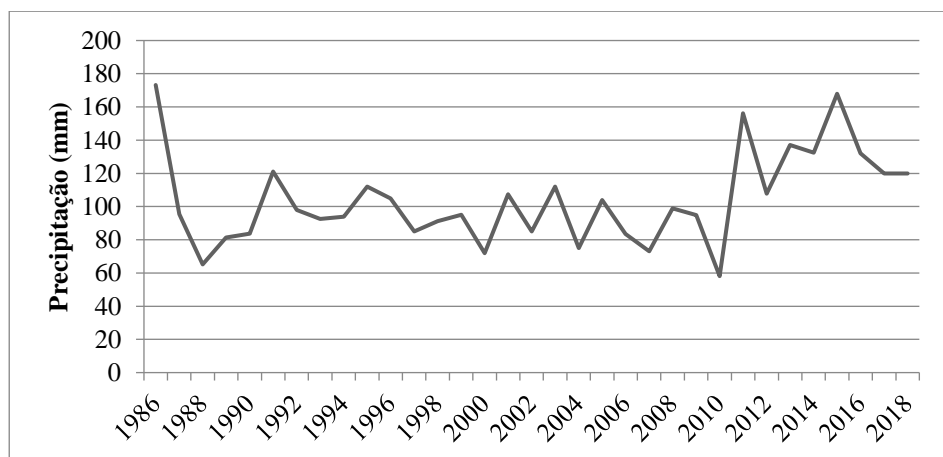


Figura 4: Precipitações máximas anuais (estação Candelária).

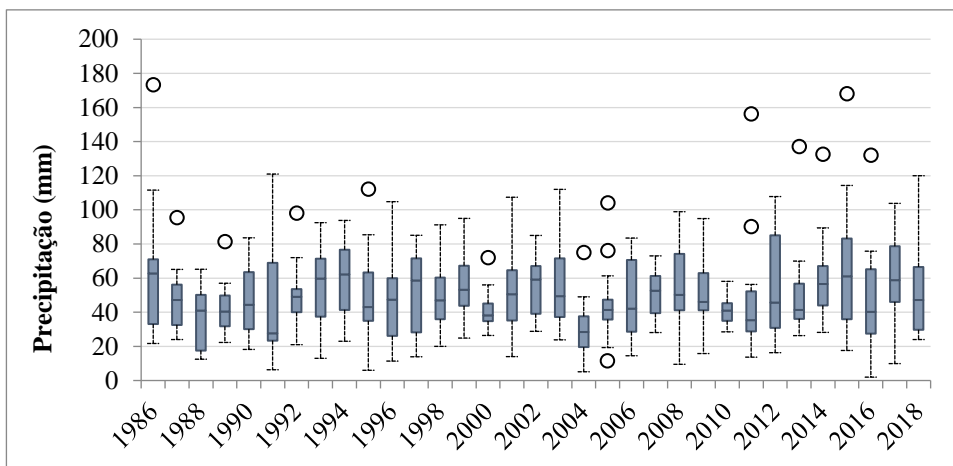


Figura 5: Box-plot das precipitações máximas (estação Candelária).

Através das Figuras 4 e 5 percebem-se os valores máximos e os *outliers* (aqui considerados como anomalias, valores acima do esperado) presentes em maior quantidade nos anos finais da série de precipitação, sendo que há a presença de um valor bem acima da média dos anos iniciais no primeiro ano de monitoramento (173 mm), o que pode ser devido a algum erro de medição ou algum evento isolado no local. Na Figura 5 também pode-se observar um *outlier* negativo (precipitação abaixo do normal) na segunda metade dos dados.

As Figuras 6 e 7 apresentam os máximos anuais e o boxplot para a série de vazão.

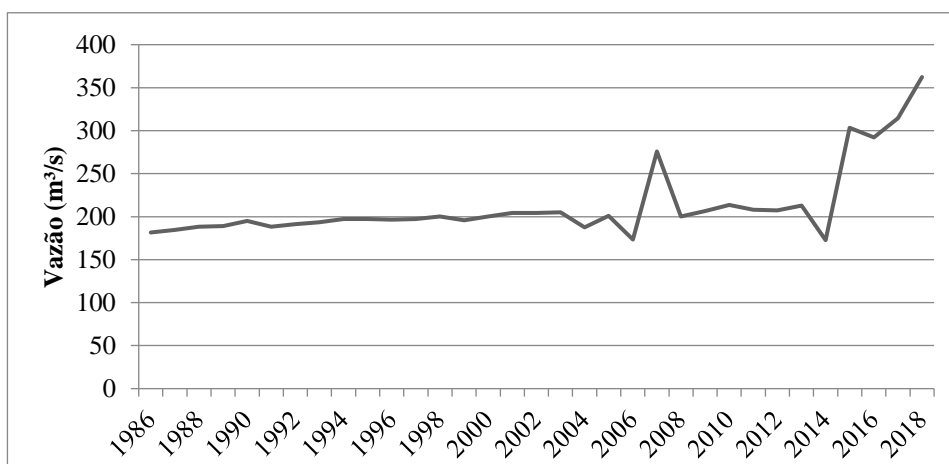


Figura 6: Vazões máximas anuais (estação Santa Cruz).

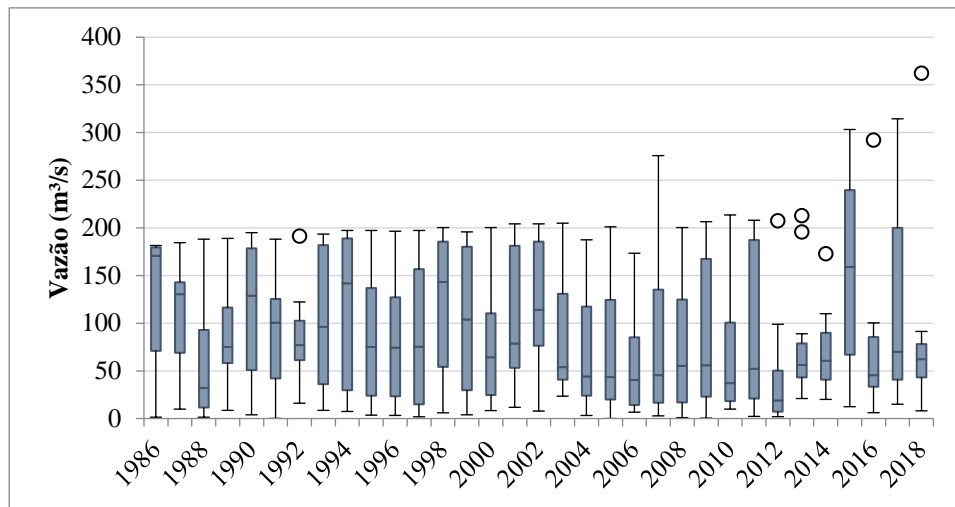
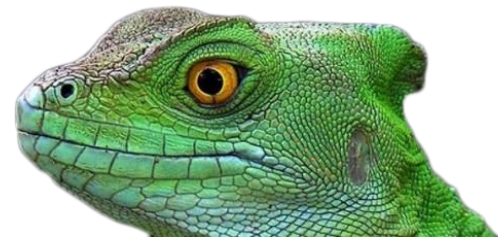


Figura 7: Box-plot das vazões máximas (estação Santa Cruz).

Observando as Figuras 6 e 7 nota-se que a vazão retrata de forma ainda mais acentuada a presença de valores máximos e *outliers* nos anos finais da série, assim como uma dispersão maior e, apesar dos outliers positivos, apresenta também medianas mais baixas nos anos finais. Assim sendo, fez-se uma divisão das séries para uma análise distinta entre os períodos de 1986-2004 e 2005-2018, tanto para a vazão quanto para a precipitação.

Na Tabela 1 estão apresentados os valores médios, variação, coeficiente de variação e o *p-value* do teste F para variâncias para ambos os períodos.

Tabela 1: Análise estatística das séries antes e após 2005.

	Vazão (m ³ /s)		Precipitação (mm)	
	Antes 2005	Depois 2005	Antes 2005	Depois 2005
Média	95,38	82,37	49,51	52,25
Variância	4551,35	6376,22	619,15	806,11
CV (%)	70,73	96,94	50,26	54,48
P(F<=f)	0,0144		0,0325	

Percebe-se, principalmente para a série de vazão, mesmo com a média diminuindo nos últimos anos, que os dados das séries a partir de 2005 apresentam um coeficiente de variação maior (CV 96,94%), ou seja, apresentaram valores mais distintos das médias. Essa presença de valores mais dispersos pode indicar a presença de valores extremos, sendo esta diferença dos anos anteriores e posteriores a 2005 estatisticamente significativa, com *p-value* menor do que 0,05.

Na região Sul do Brasil, o aumento das chuvas volumosas tende a impactar o aumento das vazões. Com isto, diversos estudos têm sido realizados buscando avaliar como esta alteração no regime de chuvas podem impactar as vazões dos rios. Em seu estudo na bacia do Rio Camboriú, em



Santa Catarina, Blainski et al. (2015) projetam um aumento na taxa de escoamento superficial, na evapotranspiração, na perda de solo e na descarga líquida, principalmente para as vazões que se aproximam da Q10. Já na bacia do Rio Concórdia, também em Santa Catarina, sugere-se que haverá, no futuro, maiores problemas decorrentes da ocorrência de eventos extremos de inundação e seca, através de projeções com base nos cenários de mudanças climáticas projetados pelo IPCC (PERAZZOLI; PINHEIRO; KAUFMANN, 2013). Na bacia do Rio dos Sinos têm-se observado um aumento nas médias de temperatura máxima e precipitação total, com maior frequência de eventos extremos (VIEIRA et al., 2018).

Assim como projetado para as áreas citadas, percebe-se que na bacia hidrográfica do Rio Pardo esta alteração no comportamento da vazão já pode ser observada ao fazer a distinção de períodos (1986-2004 e 2005-2018) na curva de permanência da série (Figura 8).

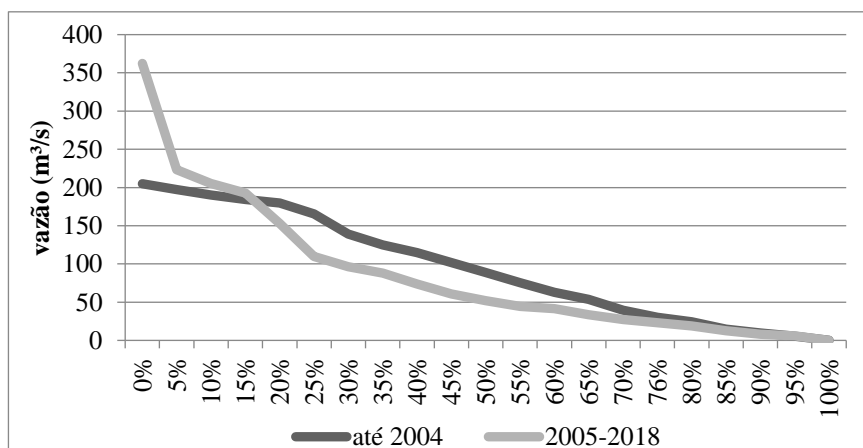


Figura 8: Curva de permanência da vazão para os períodos de 1986-2004 e 2005-2018.

A partir da Figura 8, quando comparamos os valores de vazão do período de 1986 a 2004 com o período de 2005 a 2018, percebemos que, para este último período, a vazão apresentou valores maiores em até 20% do tempo e valores menores de 20% até 80% do tempo. Isto demonstra que os extremos de vazão da estação Santa Cruz podem estar ocorrendo com mais frequência, pois a média dos valores diminuiu (vide Tabela 1), mas tanto a variabilidade como o comportamento dos dados nos diferentes períodos apresentaram alteração.

Este comportamento também foi observado por Turatti (2016) na bacia hidrográfica do rio Gravataí, na qual ele afirma que haverá um aumento pouco significativo na disponibilidade hídrica, entretanto, justamente nos meses que antecedem o verão, onde há uma maior demanda hídrica para o cultivo de arroz nesta bacia, haverá redução na disponibilidade hídrica, apresentando uma significativa redução nas vazões médias, mínimas e Q7-10.



Após a análise da variabilidade dos dados aplicou-se o teste de tendência para verificar se, durante o período de 33 anos, os dados de precipitação e vazão máxima apresentaram alguma tendência de alteração, tanto mensal quanto anual. Estes dados estão sintetizados na Tabela 2. Como o teste de Mann-Kendall pode ser comprometido pela autocorrelação serial, também são apresentados os resultados do teste de sequências (Runtest).

Quanto a presença de autocorrelação, apenas a série anual de vazão máxima mensal apresentou significância, portanto utilizou-se o teste de Mann-Kendall modificado (YUE; WANG, 2004) para esta série, nas demais foi utilizado o teste Mann-Kendall padrão. Quanto a presença de tendências significativas para os dados de vazão máxima, observou-se uma tendência de redução da vazão no mês de abril e uma tendência de aumento nas vazões máximas anuais; para os dados de precipitação máxima, apenas o mês de julho apresentou tendência significativa, sendo esta para redução da precipitação máxima neste mês.

Tabela 2: Variáveis dos testes de sequência (Run) e de tendência (MK) para a precipitação máxima e vazão máxima.

	Precipitação		Vazão	
	Run	MK	Run	MK
jan	0,941	0,112	1,599	-0,030
fev	0,536	0,076	-0,172	-0,095
mar	0,536	0,117	1,245	0,091
abr	1,599	-0,104	-1,234	-0,242*
mai	-0,526	0,034	0,182	-0,067
jun	-0,880	-0,078	-0,172	-0,156
jul	-1,234	-0,269*	-0,526	-0,152
ago	-0,172	0,013	1,599	0,040
set	-0,172	0,095	-0,880	0,011
out	-1,588	0,197	-0,526	0,150
nov	0,536	0,044	0,536	-0,133
dez	0,891	0,186	-0,172	0,148
anual	-0,880	0,199	-2,580*	4,334*

*valores significativos a 5%.

Quanto a estimativa do período de retorno pela distribuição de Gumbel (Figura 9), observamos que se espera tanto para a vazão máxima quanto para a precipitação máxima valores já acima da média anual da série histórica a partir do período de retorno de dois anos. Destaca-se que na Figura



9 as médias anuais da precipitação e da vazão estão demarcadas pela linha horizontal em vermelho, para comparação dos valores.

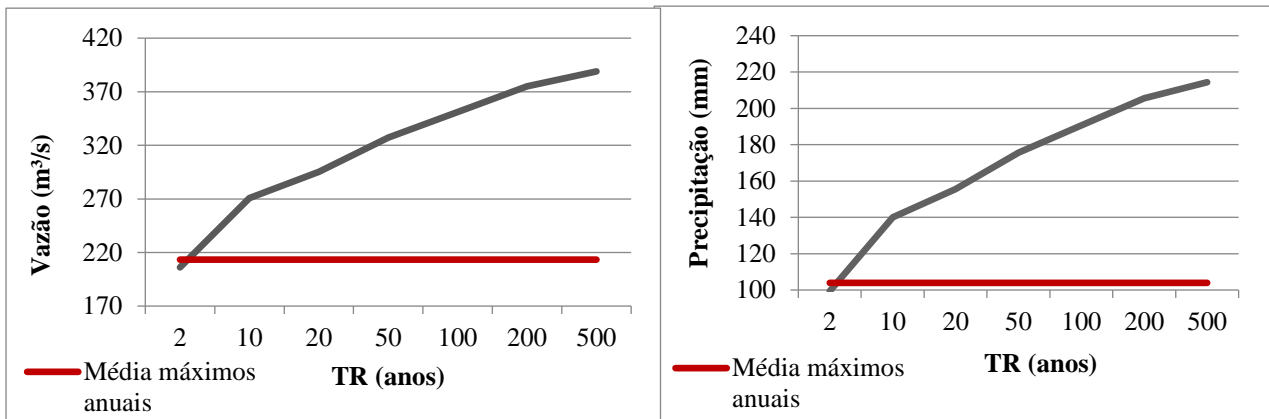


Figura 9 – Estimativa do Tempo de Retorno para valores de vazão e precipitação.

Cabe destacar também que, para os valores de vazão, as estimativas de tempo de retorno para 200 e 500 anos ultrapassaram valores já observados enquanto, para os dados de precipitação, já encontramos valores acima do máximo histórico do período observado para os tempos de retorno acima de 50 anos. Isso acaba por ressaltar os resultados anteriores, que demonstram alterações na variação temporal dos dados hidrológicos da bacia hidrográfica do Rio Pardo que, mesmo não apresentando tendências significativas na maior parte das séries mensais pelo teste de Mann-Kendall, indicam maior variabilidade, com maior presença de valores extremos.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Quanto à observação do comportamento histórico das variáveis hidrológicas vazão e precipitação, percebe-se que, na bacia hidrográfica em questão, estas variáveis estão indicando alterações quando analisados pela sua variabilidade, com tendências de volumes maiores de precipitação e conseqüentemente vazões de picos maiores, mas também diminuição destes valores em determinados períodos do tempo, fato comprovado pela curva de permanência da vazão. Isto demonstra que, nos próximos anos, pode haver maior frequência e intensidade tanto de períodos de estiagem quanto períodos de chuvas intensas, levando a problemas como inundações e enchentes. Quando analisados pelo teste Mann-Kendall para análise de tendências, percebe-se uma tendência negativa para a vazão no mês de abril e para a precipitação no mês de julho, assim como uma tendência positiva de aumento de vazão máxima mensal anual. A distribuição de Gumbel demonstra



que se espera valores acima da média dos últimos 33 anos tanto para dados de vazão como para dados de precipitação máxima.

Quanto às dificuldades encontradas, o primeiro obstáculo importante de destacar foi a escassa presença de estações de monitoramento na bacia hidrográfica em estudo, o que dificulta um estudo hidrológico de longos períodos, geralmente necessário quando tratamos de alterações na variabilidade temporal. Além disso, a maioria das estações encontradas apresentam apenas dados recentes e muitas vezes incompletos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Blainski et al. 2015. Simulação de cenários de mudanças climáticas e impactos na bacia hidrográfica do rio Camboriú – SC. Anais do XXI Simpósio de Recursos Hídricos. In: XXI Simpósio de Recursos Hídricos. Brasília-DF.
- Carvalho, H. P.; Ruiz, M. V. S. 2016. Avaliação da Consistência de Séries Históricas de Chuva da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari, em Minas Gerais. Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 12, n.6, p. 76-84.
- Cavalcante, A. L.; Silans, A. M. B. P. 2012. Modelo estocástico de desagregação da chuva diária em Eventos sub-diários para a região litorânea do Nordeste. Revista Brasileira de Recursos hídricos, v. 17, n. 3, p. 39-49.
- COMITEPARDO – Comitê da bacia hidrográfica do Rio Pardo. 2019. Bacia hidrográfica do Rio Pardo. Disponível em: <<http://www.comiteparado.com.br/>>. Acesso em: 05 mar. 2019.
- Gocik, M.; Trajkovic, S. 2013. Analysis of changes in meteorological variables using Mann-Kendall and Sen's slope estimator statistical tests in Serbia. Global and Planetary Change, v. 100, p. 172-182.
- IPCC. 2014. WGII AR5: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability: Summary for Policymakers. Yokohama, Japão.
- Marengo, J. A. 2008. Água e mudanças Climáticas. Estud. av. v. 22, n.63, São Paulo. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200006>
- Mello, C. R.; Viola, M. R.; Beskow, S. 2010. Vazões máximas e mínimas para bacias hidrográficas da região Alto Rio Grande, MG. Ciênc. agrotec., Lavras, v. 34, n. 2, p. 494-502.
- Milly, P. C. D. et al. 2005. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. Nature, v.438, p. 347-50.
- Moreira, M. C.; Silva, D. D. 2013. Análise de Métodos para Estimativa das Vazões da Bacia do Rio Paraopeba. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.19, n. 2, p. 313-324.



- Oliveira, D.; Borrozzino, E. 2018. Sazonalidade das tendências de temperatura do ar e precipitação pluvial no estado do Paraná. *Agrometeoros*, Passo Fundo, v.26, n.1, p.139-144.
- Perazzoli, M.; Pinheiro, A.; Kaufmann, V. 2013. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do ribeirão concórdia – SC. *Revista Árvore*, v. 37, n. 5, p. 859-869.
- Salgueiro, J. H. P. B.; Montenegro, S. M. G. L. 2008. Análise da distribuição espacial da precipitação na bacia do rio Pajeú em Pernambuco segundo método geoestatístico. *Revista Tecnologia (UNIFOR)*, v. 29, p. 174.
- Trenberth, K. E. 2006. The Impact of Climate Change and Variability on Heavy Precipitation, Floods, and Droughts. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*.
- Turatti, F. 2016. Análise dos possíveis impactos decorrentes das mudanças climáticas na disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica do Rio Gravataí” Monografia (bacharel em Engenharia Civil) - Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Centro Universitário Univates. Lajeado.
- Victorino, E. C.; Matias, G. C.; Da, T. B. S.; Silva, R. C. P. A.; De Carvalho, L. G. 2014. Adequabilidade de diferentes distribuições de probabilidade aplicadas a uma série histórica de vazões mínimas para o rio Grande, na região de Barreiras (BA). In: *Anais XLII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA*.
- Vieira, S. A.; Osorio, D. M. M.; Quevedo, D. M.; Adam, K. N.; Pereira, M. A. F. 2018. Metodologia de imputação de dados hidrometeorológicos para análise de séries históricas – Bacia do rio dos Sinos, RS, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 23, ano 14.
- Wilson, L. 2007. Avaliação da vulnerabilidade às mudanças climáticas no setor de recursos hídricos. Maputo.
- Yue, S.; Wang, C.Y. 2004. The Mann-Kendall Test Modified by Effective Sample Size to Detect Trend in Serially Correlated Hydrological Series. *Water Resources Management*, v.18, p. 201-218.



ANÁLISE DA EVOLUÇÃO TEMPORAL DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA BACIA DO RIO PERUÍPE, BAHIA

| ID 15631 |

1Emilly da Silva Farias, 2Raquel Viana Quinelato, 3Joscélia Monteiro Santos de Brito, 4Luanna Chácara Pires, 5João Batista Lopes da Silva

1, 2,3 Mestrandas do Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais, Universidade Federal do Sul da Bahia, Campus Sosígenes Costa, e-mail: emillyfarias10@hotmail.com, raquelsviana@hotmail.com e josceliams@yahoo.com.br; 4, 5 Docentes na Universidade Federal do Sul da Bahia, e-mail: luanna.ufsb@gmail.com; silvajbl@ufsb.edu.br

| RESUMO |

O processo de substituição de áreas de vegetação nativa por áreas de plantios agrícolas, florestais e agroflorestais se intensifica cada vez mais na região do extremo sul da Bahia. A expansão das atividades agroindustriais e florestais ocasionadas pela intensa exploração da Mata Atlântica, propiciou a inserção dessa região não só no cenário econômico nacional, como também no internacional, gerando modernização, industrialização e crescimento populacional. E, embora bastante explorada, trata-se de uma região de grande importância não só para a economia regional, mas também para biodiversidade devido a existência de pequenos trechos de floresta costeira atlântica pouco deterioradas. Em várias bacias hidrográficas no Brasil, além dos impactos históricos em função da forma de explorar os recursos naturais, têm ocorrido mudanças no uso do solo para atender demandas atuais, com redução da vegetação nativa para plantios agrícolas, agroflorestais e florestais. Portanto, caracterizar o uso e ocupação do solo de uma bacia hidrográfica é uma etapa importante para o diagnóstico e gestão de seus recursos ambientais. Diante disso, e levando em consideração que a bacia do rio Peruípe abrange parcialmente ou completamente 5 municípios baianos, com área de 4.120,08 km², e está localizada em uma região com relevante participação econômica nacional, esse trabalho tem como objetivo caracterizar a alteração do uso e ocupação do solo entre os anos de 1990, 1994, 2002, 2006, 2013 e 2018 na bacia hidrográfica do rio Peruípe, Bahia. Para a extração da área de abrangência da bacia hidrográfica em questão, foi utilizado o Modelo Digital de Elevação do terreno (MDE) com resolução espacial de 90 m, importado da base *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM). Para que o MDE representasse de forma ideal o escoamento superficial realizou-se etapas de tratamento da imagem para obtenção do Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC) e a partir desse, obteve-se a área de abrangência da bacia estudada. Para a avaliação das classes de uso do solo utilizou-se os dados



disponibilizados pelo Fórum Florestal do Extremo Sul da Bahia relativos ao tamanho da área, extensão e delimitação, em formato *shapefile* para os anos: 1990, 1994, 2002, 2006, 2013 e 2018. As classes de uso do solo analisadas foram Afloramento Rochoso, Agricultura, Área Urbana, Áreas Úmidas/Várzea Comunidade Aluvial Arbórea, Desmatamento Recente, Eucalipto, Floresta Estágio Inicial, Floresta Estágio Médio/Avançado, Instalações Rurais, Corpos Hídricos, Manguezal, Mussununga, Pasto Limpo, Pasto Sujo, Restinga e Sistema Viário. Para todas as etapas citadas, bem como para a elaboração dos mapas foi utilizado o software livre de informações geográficas QGIS 3.4®. De acordo com os resultados encontrados as áreas de agricultura apresentaram um aumento pouco significativo, sendo a cana-de-açúcar a cultura de maior destaque na bacia, correspondendo a 82,79% das áreas destinadas a agricultura. Já as áreas de vegetação nativa sofreram redução de 7,96%, equivalente a 377,42 km². Tal fato pode influenciar diretamente os valores das vazões da bacia hidrográfica, e ainda contribuir para o aumento do escoamento superficial, favorecendo erosões. As áreas de eucalipto em conjunto com as áreas de pastagens ocupam a maior parte da bacia estudada, referindo-se a 64,47% da área total, equivalente a 2.992,25 km². No ano inicial do estudo, o eucalipto ocupava 12,54% enquanto as pastagens ocupavam 50,96%. Já no ano final do estudo, houve uma redução de 18,56% das áreas de pastagens cedendo espaço para um aumento de 19,53% das áreas de eucalipto, passando cada uma a ocupar cerca de 32% da área total da bacia. Por se tratar de monoculturas, a dominância dessas classes causa mudanças ambientais negativas para a bacia do rio Peruípe, sendo necessária a adoção de práticas de manejo adequadas para a mitigação desses danos. Desta forma, é importante que sejam empregadas novas formas de cultivo, de modo que a produção seja mantida e os prejuízos ambientais sejam atenuados.

Palavras-chave: Desmatamento; Geoprocessamento; Mata Atlântica

| INTRODUÇÃO |

O extremo sul da Bahia, região onde se encontra a bacia hidrográfica do rio Peruípe, passou por um intenso processo exploratório de suas florestas. Há registros que por volta de 1800 no vale do Rio Peruípe sua paisagem era predominantemente de matas de difícil acesso e, ao final do século XIX, a abertura da estrada de ferro Bahia-Minas Gerais até Caravelas-BA, propiciou a ocupação do vale do Rio Peruípe e o escoamento de madeira e café. Sendo que entre as décadas de 60 e 80, foi quando ocorreu a mais intensa retirada de floresta nativa nessa região. A partir do ano de 1970, deu-se a implantação da rodovia federal, tendo facilitado ainda mais o escoamento das madeiras nobres



extraídas, fazendo com que os impactos ambientais se tornassem mais intensos. Ao final do século XX, florestas de eucalipto foram implantadas na região com o intuito de abastecer as indústrias de papel e celulose. O fato é que, a expansão das atividades agroindustriais e florestais ocasionadas pela intensa exploração da Mata Atlântica, propiciou a inserção dessa região não só no cenário econômico nacional, como também no internacional, gerando modernização, industrialização e crescimento populacional. E, embora bastante explorada, trata-se de uma região não só de grande relevância econômica, mas também para biodiversidade devido a existência de pequenos trechos de floresta costeira atlântica pouco deterioradas (Sei, 2002; Samento-Soares, 2007; Almeida et al., 2008; Martins, 2015).

Em várias bacias hidrográficas no Brasil, além dos impactos históricos em função da forma de explorar os recursos naturais, têm ocorrido mudanças no uso do solo para atender demandas atuais, com redução da vegetação nativa para plantios agrícolas, agroflorestais e florestais. Coelho et al. (2014) ao estudar a dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro verificou que junto com o rápido crescimento das áreas de pastagem e/ou agricultura, a paisagem predominante de vegetação nativa foi sendo substituída por uma paisagem cada vez mais devastada, heterogênea e fragmentada. Nunes e Roig (2015) em um mapeamento de uso e ocupação do solo da bacia do Alto do Descoberto, no Distrito Federal, por meio da classificação temática de imagens, perceberam que houve uma nítida expansão de áreas agrícolas e diminuição das áreas de vegetação natural, podendo impactar diretamente os recursos hídricos da bacia estudada.

Portanto, caracterizar o uso e ocupação do solo de uma bacia hidrográfica é uma etapa indispensável para o diagnóstico e gestão de seus recursos ambientais. De acordo com Campos (2008) é de fundamental importância identificar e mapear as diferentes classes de uso da terra e as atividades desenvolvidas no local, de modo a gerar subsídios para a análise da dinâmica socioambiental na bacia, visando detectar e quantificar os impactos gerados e suas consequências para o bem-estar da população. Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) constituem-se como uma peça fundamental nesse processo ao permitir, através de suas várias funcionalidades, a quantificação das áreas utilizadas para diversos fins (Gama et al., 2019).

O fato de propiciar maior frequência na atualização dos dados, agilidade nos processos de análise e viabilidade econômica, fez com que as técnicas de geoprocessamento se tornassem ferramentas úteis e imprescindíveis no monitoramento da dinâmica de uso e ocupação do solo (Vaeza et al., 2010). A utilização desse sistema de informações tem sido bastante difundida e utilizada no monitoramento e análise dos recursos naturais, principalmente porque os diferentes tipos de resoluções de que dispõem os sensores possibilitam maiores níveis de informação a serem extraídos dos dados (Sano et al., 2009).



Para Medeiros e Petta (2005), a preocupação, cada vez mais frequente, sobre a forma e o tipo de ocupação do território tem feito com que o poder público se interesse por estudos que abordem essa temática. Entende-se que pesquisas, análises e interpretações do uso e ocupação do solo e da dinâmica geográfica e ambiental colaboram, de maneira consistente, com o conhecimento aprofundado de uma região. Diante disso, e levando em consideração que a bacia do rio Peruípe abrange parcialmente ou completamente cinco municípios baianos, com área de 4.120,08 km², e está localizada em uma região com importante participação econômica nacional que carece de estudos relacionados a essa temática, objetiva-se com esse trabalho caracterizar a alteração do uso e ocupação do solo entre os anos de 1990, 1994, 2002, 2006, 2013 e 2018 na bacia hidrográfica do rio Peruípe, Bahia.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A área do estudo corresponde à bacia hidrográfica do rio Peruípe (4.120,08 km²) que abrange os municípios de Alcobaça, Caravelas, Ibirapuã, Lajedão, Nova Viçosa e Teixeira de Freitas, todos localizados no extremo sul da Bahia. Ela é limitada pela bacia do rio Itanhém (norte), pela bacia do rio Mucuri (sul e oeste) e a leste pelo oceano Atlântico (Figura 1). A foz do Peruípe está na Praia da Barra, em Nova Viçosa. Seus principais afluentes são os rios Marobá, Pituaçu e Pau Alto, além de outros menores como os rios da Fazenda, do Pato, Quaresma e Califórnia (Cemig, 2008).

Para a extração da área de abrangência da bacia hidrográfica em questão, foi utilizado o Modelo Digital de Elevação do terreno (MDE) com resolução espacial de 90 m, importado da base *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM). Para que o MDE representasse de forma ideal o escoamento superficial, realizou-se inicialmente um mosaico da área estudada e em seguida uma reinterpolação dos dados de altimetria do MDE. Após a reinterpolação foi feita a remoção de depressões espúrias e gerados os modelos de direção do escoamento e escoamento acumulado e, a partir desses, obteve-se a drenagem numérica. Ao fim de todas as etapas citadas, foi obtido o Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC) e a área de abrangência da bacia estudada.

Para a avaliação das classes de uso do solo utilizou-se os dados disponibilizados pelo Fórum Florestal do Extremo Sul da Bahia relativos ao tamanho da área, extensão e delimitação, em formato *shapefile* para os anos: 1990, 1994, 2002, 2006, 2013 e 2018. Estes dados foram obtidos através de imagens do satélite *Landsat 5 sensor Thematic Mapper* para os anos entre 1990 e 2006, imagens do satélite *RapidEye* para o ano de 2013, e para o ano 2018 imagens do satélite *Spot6&7*. Para classificação das imagens utilizou-se o método de classificação automática supervisionada com visita a campo, e posteriormente fez-se o cálculo do índice Kappa para validação da mesma.

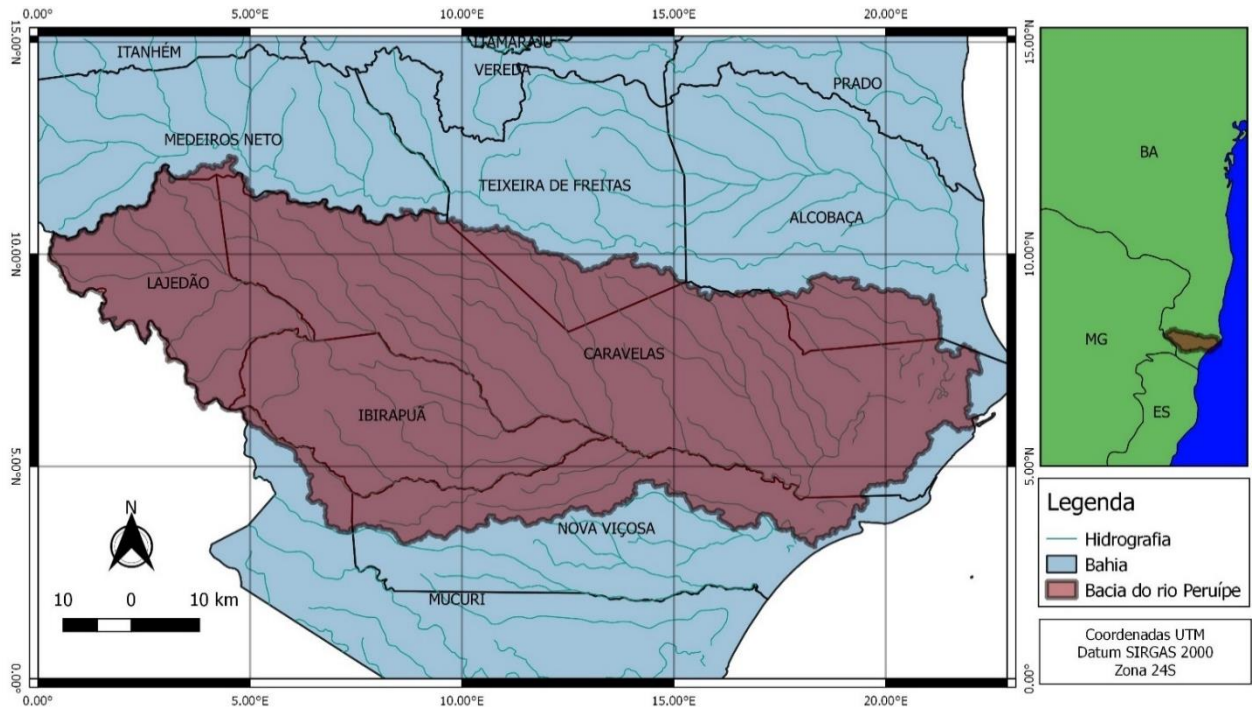
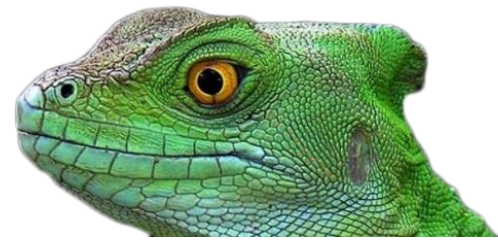


Figura 1: Área de abrangência da bacia do rio Peruípe.

Para executar a classificação supervisionada das imagens, foram utilizadas 17 classes de ocupação do solo, Afloramento Rochoso, Agricultura, Área Urbana, Áreas Úmidas/Várzea Comunidade Aluvial Arbórea, Desmatamento Recente, Eucalipto, Floresta Estágio Inicial, Floresta Estágio Médio/Avançado, Instalações Rurais, Corpos Hídricos, Manguezal, Mussununga, Pasto Limpo, Pasto Sujo, Restinga e Sistema Viário. Para todas as etapas citadas, bem como para a elaboração dos mapas foi utilizado o software livre de informações geográficas QGIS 3.4®.

A análise temporal período de estudo (1990 a 2018) foi realizada a partir da comparação dos mapas de uso e ocupação do solo e das áreas ocupadas pelas 17 classes analisadas, verificando-se assim, as mudanças ocorridas em cada período.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

As Tabelas 1 e 2 apresentam a evolução temporal das classes de uso e ocupação do solo da bacia do rio Peruípe, entre os anos de 1990 a 2018 para as 17 classes Afloramento Rochoso, Agricultura, Área Urbana, Áreas Úmidas/Várzea Comunidade Aluvial Arbórea, Desmatamento Recente, Eucalipto, Floresta Estágio Inicial, Floresta Estágio Médio/Avançado, Instalações Rurais,



Corpos Hídricos, Manguezal, Mussununga, Pasto Limpo, Pasto Sujo, Restinga e Sistema Viário (Figura 2).

Tabela 1: Classes de uso e ocupação do solo em km² da bacia hidrográfica do rio Peruípe, durante o período de 1990 a 2018.

Classes	1990	1994	2002	2006	2013	2018
Afloramento Rochoso	9,72	9,72	9,94	5,71	4,30	3,97
Agricultura	303,75	411,92	594,73	366,61	356,58	349,50
Área Urbana	15,08	16,51	19,30	27,53	37,52	35,33
Áreas Úmidas/Várzea	114,23	103,08	108,93	127,66	261,85	-
Comunidade Aluvial Arbórea	966,02	922,65	974,85	965,04	783,60	248,42
Desmatamento Recente	-	-	-	-	-	39,46
Eucalipto	586,27	727,54	997,62	1.715,58	1.729,67	1.488,71
Floresta Estágio Inicial	91,02	59,01	11,49	6,13	21,16	79,75
Floresta Estágio Médio/Avançado	94,18	76,70	93,65	44,44	140,69	445,74
Instalações Rurais	0,35	0,35	0,69	0,42	20,65	1,54
Corpos Hídricos	36,70	36,70	36,51	40,79	55,04	21,94
Manguezal	0,75	0,75	1,96	56,38	8,68	78,48
Mussununga	2,69	2,69	3,20	3,44	23,58	15,45
Pasto Limpo	423,99	440,16	488,95	799,44	981,26	1.213,09
Pasto Sujo	1.957,65	1.787,51	1.245,65	415,59	317,70	290,44
Restinga	57,64	64,76	73,08	74,60	76,93	318,72
Sistema viário	13,77	13,77	13,27	12,87	3,53	7,88

Analisando a classe Agricultura, observa-se que esta apresentou um aumento de 1,03% em sua área entre os anos estudados (1990 a 2018), ou seja, observou-se que a taxa de crescimento foi de 15,86%. No entanto, entre 1990 e 2002, percebe-se crescimento dessa atividade, que praticamente dobrou sua área ocupada, saltando de 6,50% em 1990 para 12,72% em 2002 (crescimento de 95,69%). Todavia, entre o intervalo de 2006 a 2013, essa classe sofreu redução de 5,34% de área e apresentou-se estável entre o intervalo de 2013 e 2018, representando 7,53% de ocupação da área total da bacia em questão.



Tabela 2: Classes de uso e ocupação do solo em porcentagem da bacia hidrográfica do rio Peruípe, durante o período de 1990 a 2018.

Classes	1990	1994	2002	2006	2013	2018
Afloramento Rochoso	0,21	0,21	0,21	0,12	0,09	0,09
Agricultura	6,50	8,81	12,72	7,84	7,39	7,53
Área Urbana	0,32	0,35	0,41	0,59	0,78	0,76
Áreas Úmidas/Várzea	2,44	2,21	2,33	2,73	5,43	-
Comunidade Aluvial Arbórea	20,67	19,74	20,86	20,65	16,24	5,35
Desmatamento Recente	-	-	-	-	-	0,85
Eucalipto	12,54	15,57	21,34	36,71	35,84	32,08
Floresta Estágio Inicial	1,95	1,26	0,25	0,13	0,44	1,72
Floresta Estágio Médio/Avançado	2,02	1,64	2,00	0,95	2,92	9,60
Instalações Rurais	0,01	0,01	0,01	0,01	0,43	0,03
Corpos Hídricos	0,79	0,79	0,78	0,87	1,14	0,47
Manguezal	0,02	0,02	0,04	1,21	0,18	1,69
Mussununga	0,06	0,06	0,07	0,07	0,49	0,33
Pasto Limpo	9,07	9,42	10,46	17,10	20,33	26,14
Pasto Sujo	41,89	38,25	26,65	8,89	6,58	6,26
Restinga	1,24	1,39	1,57	1,60	1,60	6,87
Sistema viário	0,29	0,29	0,28	0,28	0,07	0,17

De acordo com dados da Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia (SEI), entre os anos de 1990 e 1994 a cultura com maior área de ocupação, nos municípios que abrigam a bacia do rio Peruípe, foi o mamão, seguido pela cana-de-açúcar e o coco-da-baía. No ano de 2003 a Bahia foi responsável por 60% da produção nacional do fruto e o extremo Sul da Bahia por sua vez, foi responsável por 85% da produção do Estado. Entretanto, a região se esbarrou na falta de infraestrutura sanitária vegetal para exportação do fruto, tendo sido a produção certificada somente no ano de 2007. Paralelo a isso, destaca-se a existência do Programa Nacional do Alcool ou *Proálcool*, criado em 1975 com o objetivo de incentivar a produção de combustível automotivo em substituição dos derivados de petróleo, o que justifica o início da presença da cultura de cana-de-açúcar na região em 1990. Contudo, entre os anos de 2002 e 2018 esse cultivo passou a ocupar maior extensão, colocando a área ocupada pelo mamão no ano de 2002, em segundo lugar. Ocorre que o cultivo da cana-de-açúcar se apresentou mais favorável economicamente, tendo mais alto retorno para os agricultores por hectare plantado, além disso, a região do extremo sul da Bahia contou com a implantação de usinas de álcool e açúcar. A primeira, em 1986 no município de Medeiros Neto, e, com incentivo do Programa Estadual de Bioenergia do Estado da Bahia, em 2009 foram implantadas novas usinas em Ibirapuã e Lajedão, o que possivelmente impulsionou o aumento do cultivo da cana-



de-açúcar nos municípios da bacia (Santos e Ferraz, 2003; Mesquita, 2004; Junior e Nascimento, 2017; SEI, 2020)

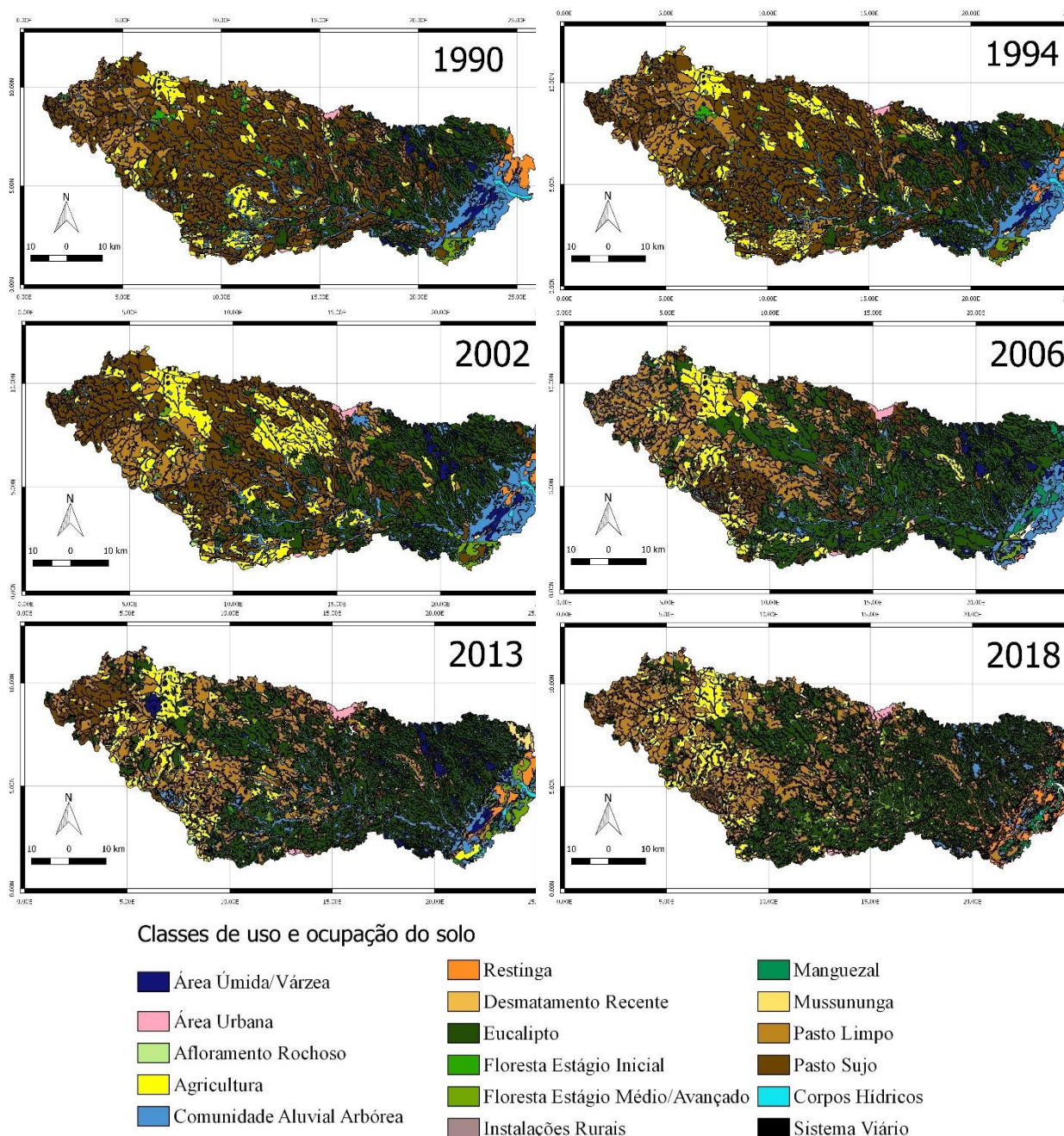


Figura 2: Classificação do uso e ocupação do solo na bacia do rio Peruípe entre os anos de 1990 a 2018

Assim, a cana-de-açúcar ocupa lugar de destaque, correspondendo a 82,79% das áreas destinadas a agricultura. Sendo uma das culturas perenes mais representativas da região. Além da cana-de-açúcar, apesar da fruticultura ser ainda uma atividade pequena, tanto em produtividade



quanto em termos de área, são encontrados atualmente na bacia hidrográfica do rio Peruípe cultivos de café e laranja (Bahia, 2016).

Em relação as áreas de vegetação nativa, consideradas nesse estudo as classes Comunidade Aluvial Arbórea, Floresta Estágio Inicial e Floresta Estágio Médio, ao longo dos anos analisados, sofreram redução de 7,96%, equivalente a 377,42 km². Inicialmente, a classe Comunidade Aluvial Arbórea era responsável pela maior cobertura de vegetação nativa da bacia (cerca de 20%), enquanto as áreas de florestas ocupavam somente 3,97%. Atualmente a dinâmica é contrária, sendo as florestas responsáveis por 11,32% da cobertura vegetal da bacia hidrográfica, enquanto a Comunidade Aluvial Arbórea passou a ocupar somente 5,35%. Por outro lado, entre os anos de 2013 e 2018 a classe Floresta Estágio Inicial passou de 0,44% de ocupação para 1,72% e Floresta Estágio Médio/Avançado de 2,92% de ocupação para 9,60%, podendo ser indícios de que o Código Florestal Brasileiro, implantado através da Lei Federal nº 12.651 no ano de 2012 possa ter influenciado na elevação dessas áreas, mesmo de forma acanhada.

Apesar das áreas de florestas terem se expandido durante o período estudado, as áreas de vegetação nativa como um todo diminuiu. Tal fato, de acordo com Tucci (2012), influencia diretamente nos valores de vazões de uma bacia hidrográfica, principalmente em relação as vazões mínimas, que garantem a estabilidade e o equilíbrio dos ecossistemas, tanto aquáticos como terrestres. A presença de vegetação nativa pode desenvolver diversas funções eco-hidrológicas, como recarga dos lençóis freáticos e consequente aumento da quantidade de água, controle da erosão através da redução do escoamento superficial e como proteção dos corpos de água (Lima et al., 2013; Tambosi et al., 2015). Além disso, a cobertura do solo com florestas reduz a energia cinética das gotas de chuva, que consequentemente melhora as características físicas do solo, aumenta a taxa de infiltração e o tempo de residência da água na bacia hidrográfica, regularizando assim a vazão do curso de água (Almeida, 2012).

A classe eucalipto em conjunto com as classes de pastagens ocupam a maior parte da bacia do rio Peruípe, referindo-se a 64,47% da área total, equivalente a 2.992,25 km². Em 1990 a classe eucalipto ocupava 12,54% enquanto as classes de pastagens ocupavam 50,96%. Em 2018, houve uma redução de 18,56% das áreas de pastagens cedendo espaço para um aumento de 19,53% das áreas de eucalipto, passando cada uma a ocupar cerca de 32% da área total da bacia. A substituição das áreas destinadas a pecuária pela silvicultura, refletiu diretamente na diminuição do número de animais criados na bacia, principalmente do rebanho bovino (taxa de redução de 17%), que é a criação com o número de animais mais representativo da região estudada (SEI, 2020). Vale destacar que, de acordo com Almeida e Teixeira (2010), a difusão da monocultura de eucalipto não aconteceu aleatoriamente nas regiões do extremo sul da Bahia, norte do Espírito Santo e Norte de Minas Gerais,



mas porque as características naturais dessas regiões, tais como topografia, pluviosidade, insolação, solos e disponibilidade hídrica proporcionaram a maior produtividade de madeira em toras para papel e celulose por hectare do mundo.

Ocorre que, a expansão das áreas de plantações de eucalipto pode causar tanto efeitos positivos quanto negativos para a bacia hidrográfica, a depender da situação que o local estava no início da implantação dessa monocultura. A mudança das áreas de pastagens para áreas de eucalipto, como ocorreu na bacia do rio Peruípe, podem ser benéficas à medida em que geram melhores condições para o desenvolvimento da fauna local (Moledo et al., 2016). Em relação as características hidrológicas, essa substituição de culturas beneficiaria na redução de processos erosivos e redução de lixiviação de nutrientes (Tadeu, 2014).

A partir do momento em que as áreas de eucalipto são inseridas em áreas que eram ocupadas inicialmente por vegetação nativa haverá impactos negativos por conta do desmatamento. Os maiores impactos estão relacionados à modificação da cobertura do solo e na sua compactação, que ocorre principalmente durante as etapas de abertura de estradas rurais, de implantação e de colheita (Vital, 2007). Além disso, a implantação de qualquer tipo de monocultura, sem os devidos cuidados de manejo, ocasiona o esgotamento de nutrientes do solo (Moledo et al., 2016).

É importante destacar a dinâmica ocorrida entre as classes de pastagens, uma vez que houve um comportamento inverso entre a classe Pasto Limpo e a classe Pasto Sujo. Enquanto a primeira apresentou um aumento de 789,10 km², ou 17,07%, a segunda apresentou uma redução de 1.667,21 km², o equivalente a 35,63%. Levando em consideração que as áreas de Pasto Sujo são áreas ocupadas predominantemente por pastagens, mas que possuem estruturas herbáceo-arbustivas frequentes, podendo corresponder aos primeiros processos de regeneração natural da vegetação (Ribeiro et al., 2012), é possível presumir que, tem ocorrido a “limpeza” dessas áreas para a implantação das atividades pecuárias mais intensas. Ou seja, embora a ocupação dessas áreas tenha reduzido em função da monocultura do eucalipto, houve um aumento significativo de Pasto Limpo o que pode contribuir para danos ambientais, enquanto o Pasto Sujo, poderia manter a atividade pecuária e amenizar os danos.

Os autores Cerqueira Neto (2013) e Almeida (2012), apontam que as áreas destinadas a pecuária e outras criações na região da bacia do rio Peruípe, requerem um solo limpo e que isso traz danos ambientais quanto à compactação do solo, redução da taxa de infiltração, tempo de residência da água e dinâmica hídrica, entretanto, os autores reconhecem que é necessária cautela ao tratar o tema, uma vez que, são atividades de grande relevância econômica para região e por isso, requerem políticas públicas específicas.



Com a mesma cautela deve-se tratar o cultivo do eucalipto que atualmente também é uma das atividades econômicas mais importantes para essa região, fato que se evidencia com o percentual da ocupação da área das duas atividades. Sendo muito comum entre os proprietários de terra, se dividirem entre a pecuária e o cultivo dessa monocultura com o objetivo de diversificar a renda. Contudo, esse cultivo nas áreas do extremo sul baiano se dá, predominantemente através de fomento que é quando as produtoras de celulose estimulam os produtores rurais a cultivarem o eucalipto através de um contrato, cuja a titularidade das terras mantem-se com os seus proprietários, enquanto as empresas dão suporte técnico durante todo o ciclo da cultura, no plantio, manutenção e colheita, adquirindo toda a produção no final. Considerando esse modelo de plantio do eucalipto, seriam necessárias políticas de gestão de corresponsabilidade socioambiental na medida adequada tanto para as empresas quanto para produtores rurais fomentados, uma vez que são obtidos por ambos, os benefícios pelo uso da biodiversidade e pelas ótimas condições de cultivo encontradas na região (Ima, 2008)

Dessa maneira, uma forma de manter as atividades econômicas do eucalipto na região da bacia do rio Peruípe, de modo a equilibrar os efeitos positivos e negativos, seria a implantação de Plano de Manejo Florestal por tais empresas, conforme apresentam Moledo et al. (2016) em que o Manejo Florestal dessa cultura é desenvolvido em três etapas distintas, que se bem executadas são capazes de promover alinhamento entre todas as fases, podendo abarcar micro planejamentos para cada fazenda, conciliando os interesses externos dos diversos atores envolvidos, seja, sociedade local, órgãos governamentais, órgãos não governamentais, clientes, mercado, acionistas, investidores, entre outros.

De acordo com os autores, o nível regional do planejamento permite administrar a adequação da área ocupada aos custos operacionais, bem como a reestruturação ambiental no uso e ocupação do solo. Enquanto a fase operacional estabelece como o plano de manejo será efetivamente realizado considerando a realidade de cada propriedade rural, por isso, são realizados inventários florestais anuais em cada uma delas, para se garantir o menor impacto e os melhores resultados.

Em relação aos danos causados pelas extensas áreas de pastagens, tem-se como alternativa de mitigação os sistemas agroflorestais nas suas diferentes modalidades. Devido ao seu caráter de múltiplo uso, constituem-se em alternativas econômicas, ecológicas e sociais viáveis para o fortalecimento tanto da agricultura quanto da pecuária local (Bernardino e Garcia, 2009). O manejo correto dessas áreas é fundamental para melhorar os aspectos quantitativos e qualitativos da produção, e para garantir que os impactos causados no meio ambiente sejam mínimos. O pastejo rotacionado, apresenta-se como uma opção, à medida que sua adoção permite o aumento da



produção pecuária sem elevação da área ocupada ou ainda, manter a produção, porém, em uma área menor do que a já utilizada, podendo destinar as áreas remanescentes para a preservação ambiental.

Através do manejo adequado das culturas e pastagens, tais sistemas podem proporcionar aumentos na produção sem a necessidade de abertura de novas áreas, deste modo, protege-se a vegetação nativa, conserva-se os solos e os recursos hídricos, além de promover o sequestro de carbono, o aumento da biodiversidade e o desenvolvimento socioeconômico da região (Kichel et al. 2019).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A bacia do rio Peruípe é ocupada em sua maior parte, por áreas de pastagens e por áreas de eucalipto. Por se tratar de monoculturas, a dominância dessas classes causa mudanças ambientais negativas para a bacia, sendo necessária a adoção de práticas de manejo adequadas para a mitigação desses danos. Portanto, reconhecendo a importância econômica, social e ambiental que a cultura do eucalipto representa para a região extremo sul da Bahia e considerando as importantes características do solo dessa região para a produção exitosa dessa cultura, o poder público tem papel fundamental, pois pode intervir com políticas públicas que exijam das empresas responsáveis pelos cultivos comerciais, um plano de manejo florestal adequado para a região, a fim de equilibrar os objetivos econômicos com os prejuízos ambientais.

Assim como o eucalipto, a pecuária também carece de suporte técnico aos seus produtores, para que possam otimizar o uso da terra, mantendo a maior área de reserva possível e maior área de pasto sujo ao invés do pasto limpo, através de sistemas agroflorestais, e assim reduzir os danos causados por essa atividade aos ecossistemas.

Entende-se que para manter a integridade da bacia do rio Peruípe é imprescindível um intenso trabalho de conscientização e sensibilização ambiental, além de incentivos envolvendo desde o poder público em suas esferas jurídicas e administrativas, até instituições de ensino superior e sociedade civil.

Agradecimentos

Ao Programa de Iniciação Científica da Universidade Federal do Sul da Bahia: PIBIC/UFSB - CNPQ e ao Fórum Florestal do Extremo Sul da Bahia, pela base de dados.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Almeida, A. Q.; 2012. Dinâmica hídrica em microbacias cultivadas com eucalipto e pastagem no leste de Minas Gerais. Tese (Doutorado em Meteorologia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, pp. 77.
- Almeida, T. M.; Moreau, A. M. S. S.; Moreau, M. S.; Pires, M. M.; Fontes, E. O.; Góes, L. M.; 2008. Reorganização socioeconômica no extremo sul da Bahia decorrente da introdução da cultura do eucalipto. *Sociedade & Natureza*, v. 20, n. 2, pp. 5-18.
- Almeida, T. M.; Teixeira, A. C. O.; 2010. Inter-relações entre fatores físicos e socioeconômicos na dinâmica de uso da terra no Extremo Sul da Bahia. *Revista Geografia Acadêmica*, v.4, n.2, pp. 64-72.
- BAHIA, 2016. Plano Territorial De Desenvolvimento Sustentável e Solidário do Extremo Sul da Bahia. Governo do Estado da Bahia: Secretaria de Planejamento. Disponível em: < <http://encurtador.com.br/dnq45>>. Acesso em: 25 fev. 2020.
- Bernardino, F. S.; Garcia, R.; 2009. Sistemas Silvipastoris. *Brazilian Journal of Forestry Research*. Edição Especial, v. 60, pp. 77-87.
- Campos, D. C.; 2008. Dinâmica de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Arroio dos Pereiras em Irati – PR e sua influência na qualidade das águas superficiais. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, pp. 110.
- CEMIG – Companhia energética de Minas Gerais.; 2018. Bacia do Leste. Portal da CEMIG. Disponível em:< <https://bit.ly/2zEsR7Y> >. Acesso em 01 mar. 2020.
- Cerqueira Neto, S. P. G.; 2013. Construção Geográfica do Extremo Sul da Bahia. *Revista de Geografia*, v. 30, pp. 246-264.
- Coelho, V. H. R.; Montenegro, S. M.G. L.; Almeida, C. N.; Lima, E. R. V.; Ribeiro Neto, A.; Moura, G. S. S.; 2014. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, pp. 64-72.
- Gama, G. F. B.; Silva, J. B. L.; Romão, K. C. S.; Almeida, T. H. M.; Pires, L. C.; Neves, F. M.; 2019. Evolução temporal entre 1990 a 2013 no uso e ocupação do solo em Nova Viçosa, Bahia. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, v.2, pp. 613-621.
- Instituto de Meio Ambiente – IMA., 2008. Silvicultura de Eucalipto no Sul e Extremo Sul da Bahia: Situação Atual e Perspectivas Ambientais. 2018.
- Kichel, A. N.; Bungenstab, D. J.; Zimmer, A. H.; Soares, C. O.; Almeida, R. G.; 2019. ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta. Brasília, DF: Embrapa.
- Junior, J. R. G. S.; Nascimento, A. F.; 2017. Políticas públicas para bioenergia no semiárido baiano: Uma análise crítica do período 2007 a 2015. *Revista formadores: Vivências e Estudos*, v. 10, n. 4, pp. 87-107.
- Lima, W. de P.; Ferraz, S. F. de B.; Ferraz, K. M. P. M.; 2013. Interações bióticas e abióticas na paisagem: uma perspectiva eco-hidrológica. In: Calijuri, M. do C.; Cunha, D. G. F. (Ed.) *Engenharia ambiental conceitos tecnologia e gestão*. Rio de Janeiro: Elsevier, pp.215-44
- Martins, M. L.; 2015. Ferrovias e desenvolvimento regional em Minas Gerais: o caso da Bahia-Minas. *Seculum – Revista de História*, v.32, pp. 69-90.
- Medeiros, C. N. E.; Petta, R. A.; 2005. Exploração de imagens de satélite de alta resolução visando o mapeamento do uso e ocupação do solo. In: *Anais do Simpósio Brasileiro Sobre Sensoriamento Remoto - SBSR, Goiânia*. INPE, pp. 2709-2716.
- Mesquita, S. A.; 2004. Fruticultura baiana o desafio da sustentabilidade. *Agríc.*, v.6, n.2, pp. 37- 41.



- Moledo, J. C.; Saad, A. R.; Dalmas, F. B.; Arruda, R. de O. M.; Casado, F.; 2016. Impactos ambientais relativo à silvicultura de eucalipto: uma análise comparativa do desenvolvimento e aplicação no plano de manejo florestal. *Geociências*, v. 35, pp.512-530.
- Nunes, J. F.; Roig, H. L.; 2015. Análise e mapeamento do uso e ocupação do solo da bacia do alto do descoberto, DF/GO, por meio de classificação automática baseada em regras e lógica nebulosa. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 39, pp. 25-36.
- Ribeiro, M. C.; Holvorcem, C. G. D.; Marques A, Martensen, A. C.; Metzger, J. P.; Tambosi, L. R.; 2012. Monitoramento independente da cobertura florestal das bacias setentrionais do extremo sul da Bahia. Relatório técnico, Porto Seguro – BA.
- Sano, E.E.; Rosa, R.; Brito, J.L.S.; Ferreira, L.G.; Bezerra, H.S.; 2009. Mapeamento da cobertura vegetal natural e antrópica do bioma Cerrado por meio de imagens Landsat ETM+. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal. Anais... Natal: INPE, pp.1199-1206.
- Santos, E. O.; Ferraz, Z. M. L.; 2003. Os bons frutos da Bahia. *Bahia Agríc.*, v.6, n.1, pp. 03- 08.
- Sarmiento-Soares, L. M.; Mazzoni, R.; Martins-Pinheiro, R. F.; 2007. A fauna de peixes na bacia do Rio Peruípe, extremo Sul da Bahia. *Biota Neotropica*, v. 7, pp. 291-308.
- SEI – Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. 2002. Dinâmica sociodemográfica da Bahia: 1980-2000. Salvador: SEI.
- SEI – Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. 2020. Sistema de Informações Municipais. Salvador: SEI.
- Tadeu, N. D.; 2014. Avaliação dos impactos hídricos da monocultura de eucalipto cultivado no trecho paulista da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul (BRASIL). Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Tambosi, L. R.; Vidal, M. M.; Ferraz, S. F. de B.; Metzger, J. P.; 2015. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos Avançados*, v.29, pp.151-162.
- Tucci, C. E. M.; 2012. Hidrologia: ciência e aplicação. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS.
- Vaeza, R. F.; Oliveira Filho, P. C. de; Maia, A. G.; Disperati, A. A.; 2010. Uso e Ocupação do Solo em Bacia Hidrográfica Urbana a Partir de Imagens Orbitais de Alta Resolução. *Floresta e Ambiente*, v. 17, pp. 23-29.
- Vital, M. H. F.; 2007. Impacto Ambiental de Florestas de Eucalipto. *Revista do BNDES*, v. 14, pp. 235-276.



AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE BACIAS URBANIZADAS NA SIMULAÇÃO DE EVENTO DE CHEIA EM LAGES-SC

| ID 15647 |

1Bruno Álvaro Schina, 2Cácio Miranda Andres, 3Daniel Gustavo Allasia Picilli

1Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: brunoalvaroschina@gmail.com; 2 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: cacio.mandres@gmail.com; 3 Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: dallasia@gmail.com

| RESUMO |

A modelagem hidrológica é uma importante ferramenta de suporte ao planejamento e gestão dos recursos hídricos. Por meio de modelos é possível antecipar o impacto da urbanização de uma bacia antes que ela ocorra, realizar a previsão de uma enchente, a ocorrência de eventos extremos estatisticamente possíveis e tornar possível a realização de medidas preventivas para estas diversas situações. Nesse sentido, este trabalho tem como objetivo determinar a influência de áreas urbanizadas com uma análise temporal do parâmetro SCS-CN, além de simular possíveis transformação do uso da terra em regiões inseridas e próximas ao município de Lages-SC. A área de estudo é a bacia hidrográfica do Rio Caveiras, localizado no sudeste do Estado de Santa Catarina, Brasil. Por meio de modelagem hidrológica no software Hydrologic Modeling System (HEC-HMS), realizou-se a previsão de vazões no rio Caveiras em cenários de aumento da área impermeável de Lages, de maneira a interpretar o impacto dessa mudança no comportamento do rio. Para isso, o modelo foi calibrado com um evento de cheia monitorado em 2005 e as simulações foram realizadas com porcentagens diferentes de cobertura impermeável, um cenário com o uso do solo observado em 2017 e outro em que se previu o aumento da área urbana de Lages. Como resultado, obteve-se um incremento nas vazões do rio devido ao aumento de valor do CN de forma geral na bacia, principalmente de uma sub-bacia rural. Com relação as sub-bacias urbanas, o aumento de vazão foi de 1,5 m³/s, o que pode significar um aumento de cota de inundação na área urbana, que já é afetada pelo efeito de remanso no rio Caveiras. Conclui-se que a resposta hidrológica da sub-bacia rural faz com novos questionamentos sejam abertos sobre a abordagem de estudo de inundação na cidade de Lages.

Palavras-chave: HEC-HMS; SCS-CN; bacias urbanas.

| INTRODUÇÃO |

Os modelos chuva-vazão são essenciais para melhorar a compreensão de sistemas físicos, prever vazões e auxiliar profissionais no dimensionamento de obras hidráulicas (COLLISCHONN, 2001). De acordo com Moriasi et al, (2007) o uso de modelos hidrológicos na simulação de cenários de mudança ambiental (mudança climática e no uso do solo) permite uma economia significativa de



custos, tempo de projeto e facilitam as decisões de gestão de bacias hidrográficas pelos responsáveis (SOUZA, 2012).

O objetivo dos modelos chuva-vazão é de, a partir de uma precipitação conhecida, simular a resposta de determinada bacia hidrográfica em termos de vazão. A razão principal de serem utilizados reside no fato das técnicas de medição hidrológicas serem limitadas e não ser possível medir todos os parâmetros que se deseja em um alcance adequado de espaço e tempo. Dessa forma, a modelagem atua no sentido de extrapolar dados para locais sem medição e para eventos futuros; e avaliar mudanças no comportamento hidrológico (BEVEN, 2012).

Para compreender de maneira ampla e integralizada a modelagem hidrológica, é necessário um conhecimento básico acerca dos fenômenos que são ali exemplificados. Para Rennó e Soares (2001) é necessário se avaliar os componentes envolvidos no ciclo hidrológico para se aproximar o máximo possível da realidade. Dessa forma, o entendimento do ciclo hidrológico e o balanço hídrico são fundamentais para compreender a transformação de chuva em vazão que envolve inúmeros processos como: a evaporação da água, a condensação das partículas, precipitação, armazenamento e escoamento superficial, infiltração no solo por meio dos poros e a percolação da água até os aquíferos e pontos de recarga, escoamento fluviais e a interação entre todos esses componentes.

Entre os diversos modelos existentes o HEC-HMS tem sido utilizado em diversos estudos em diferentes regiões as quais possuem condições distintas de solo e clima (CHU et al, 2009; NOURALI et al., 2016; RAZI et al., 2010). As simulações resultantes do modelo hidrológico se baseiam na transformação chuva-vazão em sistemas discretizados. Sendo assim, permitido a estimativa de valores de escoamento superficial a partir da entrada de alturas de precipitação que se distribuem em diferentes pontos da bacia hidrográfica (USACE, 2018). Segundo as definições de modelos, ele pode ser definido como um modelo matemático discreto, concentrado, empírico/conceitual e determinístico (TUCCI, 1998) e considera diversos parâmetros no processo de transformação de chuva em vazão e no transporte de escoamento superficial.

Para estimar o escoamento superficial, o HEC-HMS dispõe de diversos métodos incluídos em seu software. O método empírico Soil Conservation Service Curve Number (SCS-CN) está incluído entre as opções e tem sido utilizado amplamente. Esse utiliza as características de uso/ocupação do solo, tipo de solo e as condições hidrológicas da superfície, de maneira a resultar em um único parâmetro o qual considere esses aspectos. É um método de simples aplicação e que pode ser facilmente espacializado com ferramentas SIG (CHU; STEINMAN, 2009). Apesar de sua simplicidade, o SCS-CN é capaz de exprimir as condições de cobertura do solo e entregar resultados de vazão condizentes com a realidade.



Os valores de CN para definir amostras de uso da terra em regiões rurais e urbanas, foram buscadas a partir de estudos feitos por Paz, Collischonn e Tucci (2009) sendo estipulados com base no uso da terra e o grupo hidrológico do solo, variando entre 0 a 100. Valores de CN próximos a 100 indicam alta impermeabilização da área, resultando em valores maiores de chuva efetiva, valores de CN próximos a zero corresponde a condições naturais de infiltração de água no solo.

Sendo assim, esse trabalho tem como objetivo determinar a influência de áreas urbanizadas com uma análise temporal do parâmetro SCS-CN, entre os anos de 2005 e 2017, com ambos os cenários tendo uma resposta hidrológica ao evento de 8 de maio de 2005 a 11 de junho de 2005, além de simular possíveis transformação do uso da terra em regiões inseridas no território urbano do município de Lages-SC.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A modelagem contempla a bacia hidrográfica do Sistema Ponte Velha, com uma área de 800,47 km², situada nos municípios de Lages, Paineiras e uma pequena área de Urupema, localizados no planalto serrano do estado de Santa Catarina. A bacia hidrográfica do Sistema Ponte Velha é formada por importantes afluentes do rio Canoas, um dos principais formadores do rio Uruguai (Figura 1).

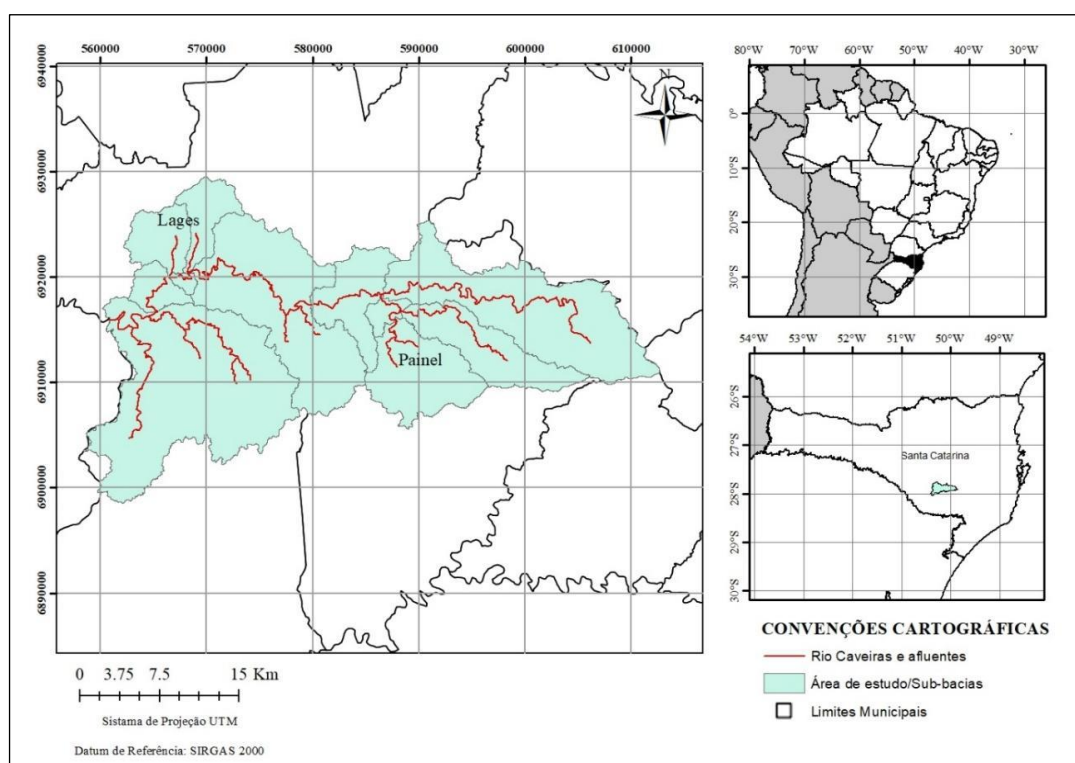


Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.



A bacia do Sistema Ponte Velha se encontra sobre a formação Serra Geral, com afloramentos de basalto e diabásio. Em relação ao tipo de solo, segundo CHIESA et al. (2014), destaca-se a presença de Neossolo Litólico nas áreas mais altas e íngremes do relevo e Cambissolo nas áreas de média encosta. Próximo ao afloramento do lençol freático temos o predomínio de Organossolo.

O solo no local é majoritariamente composto por campos seguido de florestas. Está inserido no bioma Mata Atlântica, especificamente na formação da Floresta Ombrófila Mista, conhecida popularmente por Mata com Araucárias. É comum na região a existências de mosaicos do tipo campo nativo e floresta. Além disso, o solo é coberto pelos núcleos urbanos dos municípios de Lages e de Paineira, e por culturas agrícolas, tais como soja, milho, maçã e feijão (SEBRAE, 2017).

O modelo HEC-HMS foi utilizado para a simulação da bacia. Dentro do modelo, a bacia foi dividida em 15 sub-bacias, como mostram a Tabela 1 e a Figura 2.

Tabela 1 - Divisão da bacia de estudo em sub-bacias

Ordenamento de montante para jusante	Sub-bacia	Área (km ²)
1	Rio do Sul	153,43
2	Urupema	58,71
3	Paineira	67,84
4	Barragem	7,53
5	Pedras Brancas	44,87
6	Planície	131,11
7	Entre Rios	18,63
8	Ponte Grande	29,90
9	Carahá Nascente	11,73
10	Carahá 2	10,90
11	Carahá	6,63
Ordenamento de montante para jusante	Sub-bacia	Área (km ²)
12	Florestal	81,16
13	Pinhão	38,47
14	Cotovelo	18,18
15	Vacaria	98,88

A Figura 2 mostra a configuração da bacia no modelo. As junções se referem ao exutório de uma área a qual recebe contribuição das sub-bacias a montante deste local. As ligações são representações dos rios os que interligam as sub-bacias.

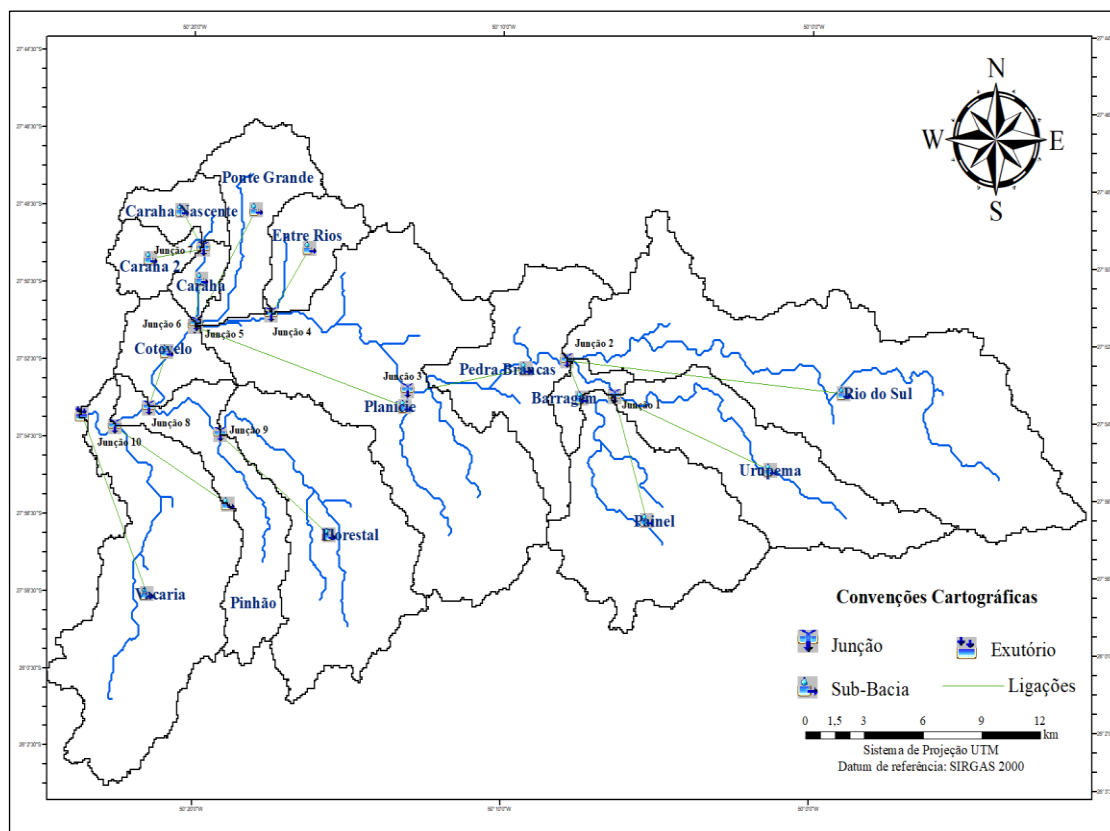


Figura 2 - Configuração da área de estudo no modelo HEC-HMS.

A Tabela 2 mostra de qual área cada uma das junções recebe contribuição de escoamento superficial. Ressalta-se que a área de contribuição se refere às sub-bacias e/ou às junções localizadas a montante de cada ponto.

Tabela 2 - Área de contribuição referente a cada junção no modelo HEC-HMS.

Junção	Área de contribuição
1	Urupema e Painel
2	Junção 1, Barragem e Rio do Sul
3	Junção 2 e Pedras Brancas
4	Junção 3, Entre Rios e Planície
5	Junção 7, Caraha e Ponte Grande
6	Junção 4 e Junção 5
7	Carahá Nascente e Carahá 2
8	Junção 6, Junção 9 e Cotovelo
Junção	Área de contribuição
9	Florestal e Pinhão
10	Junção 8 e Vacaria



Para a calibração do modelo hidrológico, foi utilizado um evento de cheia de 08 de maio de 2005 a 11 de junho de 2005, totalizando 35 dias, o qual apresentou a máxima vazão no exutório do Sistema Ponte Velha, no ano. Os dados de precipitação e vazão foram obtidos junto ao Sistema de Informação Hidrológica (HidroWeb) da Agência Nacional de Águas (ANA).

Os dados de precipitação foram obtidos a partir de cinco pluviômetros convencionais, sendo que dois deles se encontravam no limite hidrográfico da bacia e os demais, próximos da região de estudo. Os pluviômetros utilizados foram selecionados devido à consistência nos dados e influência na bacia de estudo (Figura 3). As estações pluviométricas utilizadas foram as estações de Lages (Código 02749035), Painel (Código 02750007), Bocaina do Sul (Código 02749035), Coxilha Rica (Código 028500204) e Vila Canoas (Código 02749031).

Os dados de vazões observadas foram obtidos da estação fluviométrica Ponte Velha (Código 7620500), localizada próxima a cidade de Lages no exutório da bacia de estudo que dá o nome a todo o sistema. Essa estação estava sob vigilância do grupo de Centrais Elétricas de Santa Catarina S.A. (CELESC), e atualmente encontra-se desativada. A localização das estações pluviométricas e da fluviométrica podem ser vistas na Figura 3.

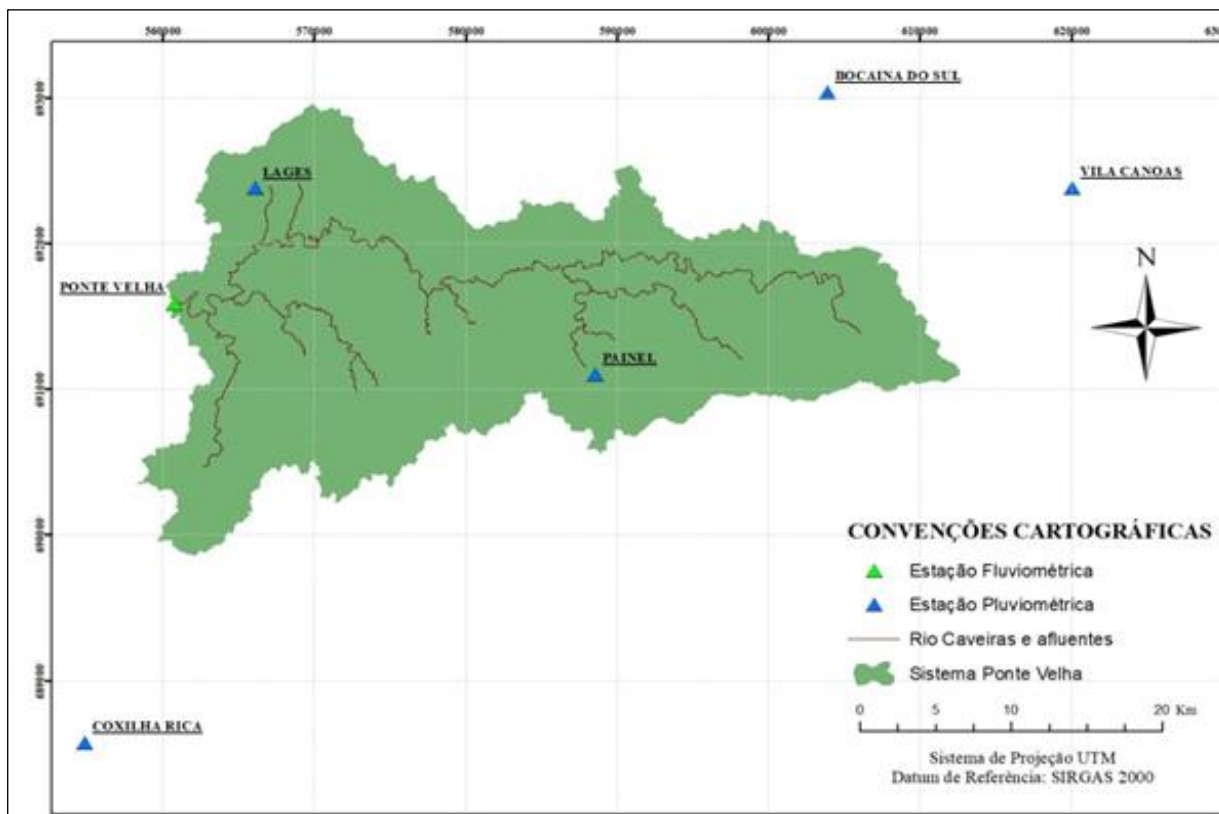


Figura 3 - Localização das estações pluviométricas e fluviométricas utilizadas nesse estudo.



O modelo foi calibrado com valores do coeficiente CN de cada sub-bacia referentes ao uso e ocupação do solo no ano de 2005. Os parâmetros de entrada do modelo os quais melhores se ajustaram aos dados observados de precipitação, vazão e de CN foram mantidos para as simulações.

Os dados referentes ao solo foram extraídos do mapa pedológico da EMBRAPA de 2004. As duas classes de solo mais frequentes na bacia hidrográfica do Ponte velha são o Cambissolo Háplico e Cambissolo Húmico. Foi utilizada a classificação hidrológica dos solos segundo Sartori et. al (2005), que classifica os tipos de solo de acordo com o grupo hidrológico, com intuito de estimar a chuva efetiva com o método de Soil Conservation Service (CN-SCS) (RICARDO; NETO, 2017).

Alterou-se os valores de CN das sub-bacias para dois cenários: um com valores observados por meio de ferramentas SIG no ano de 2017 e outro para valores os quais a área urbana aumentaria, de maneira a prever área de expansão urbana da cidade de Lages. Os valores de CN de 2017 e alterados foram inseridos no modelo com os dados de precipitação observados no evento de cheia do ano de 2005. Com isso, simulou-se as vazões que o evento produziria nos diferentes cenários, em que se aumenta a área impermeável de cada sub-bacia e conseqüentemente há uma maior contribuição de escoamento superficial.

Os valores de CN referentes a cada um dos cenários das simulações podem ser visualizados na Tabela 3 Na coluna do CN alterado, os valores destacados são dos locais os que se considerou aumento da área impermeável.

Tabela 3 - Diferentes valores de CN utilizados nos cenários para simulação.

Sub-bacia	CN		
	2005	2017	Alterado
Barragem	68,19	70,38	70,38
Carahá	92,31	93,24	93,43
Carahá Nascente	79,69	81,72	84,38
Carahá 2	84,8	86,95	88,69
Cotovelo	68,91	75,90	75,90
Entre Rios	73,21	76,32	84,21
Florestal	42,06	68,65	68,65
Painel	70,69	73,07	73,07
Pedras Brancas	67,94	70,02	70,02
Pinhão	67,97	71,97	71,97
Planície	67,48	67,51	67,51
Ponte Grande	82,25	83,44	88,48
Rio Do sul	70,47	69,20	69,20
Urupema	73,21	73,42	73,42
Vacaria	71,06	73,96	73,96



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Primeiramente, foram estimados valores para os parâmetros de entrada do modelo. A partir disso, foi feita uma calibração com os dados observados do cenário inicial do ano de 2005. Utilizou-se, para analisar de maneira estatística o ajuste dos dados, as funções objetivo Nash-Sutcliffe, Percentual BIAS, RMSE e Correlação.

Para a avaliação do desempenho do modelo hidrológico com a utilização dos diferentes métodos de interpolação foi utilizada a função objetivo Nash-Sutcliffe (NSE). De acordo com Collischonn (2001) o índice de Nash-Sutcliffe é o mais importante critério estatístico a ser utilizado na modelagem hidrológica.

Conforme Silva et al. (2008), se os valores de NSE estiverem na faixa de 0,36 a 0,75, o desempenho da modelagem é considerado aceitável, se o valor de NSE estiver acima de 0,75 a modelagem teve uma representatividade considerada boa, já se o valor de NSE estiver abaixo de 0,36 a modelagem é julgada como inadequada.

Como resultado obteve-se uma vazão simulada que, comparada com os valores observados, as funções objetivo retornaram bons resultados. Isso pode ser verificado na Tabela 4 e pela Figura 4, que mostra os hidrogramas das vazões observada e simulada.

Tabela 4 - Funções objetivo utilizadas para avaliar a calibração do evento no modelo.

Função Objetivo	Valor
Nash-Sutcliffe	0,949
Percentual BIAS	4,24%
RMSE	0,2
Correlação	0,974

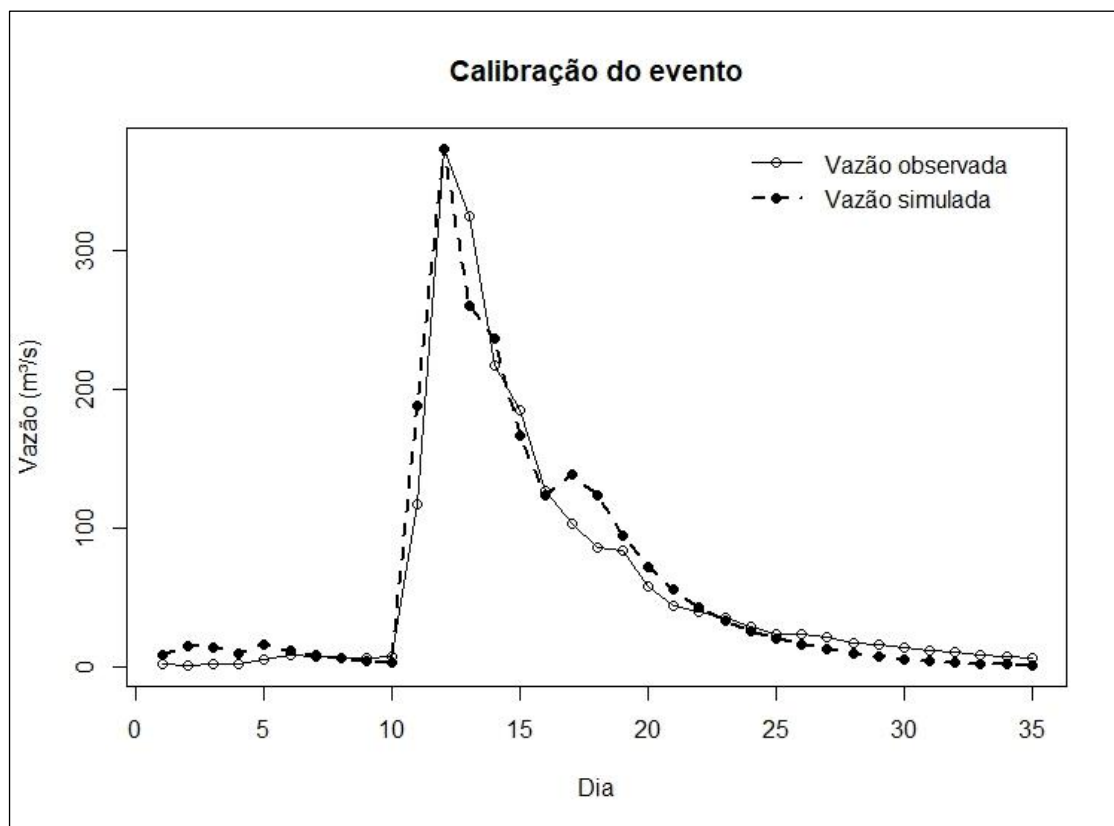


Figura 4 - Hidrogramas observado e simulado para o evento de estudo.

Observa-se, pela Figura 4, que o hidrograma de vazão simulada foi próximo ao observado. O pico de vazão observado foi de $373,6 \text{ m}^3/\text{s}$ e o observado de $373,4 \text{ m}^3/\text{s}$, o que mostra que a calibração apresentou bom ajuste em termos do pico de vazão da cheia. A maior diferença se deu no dia 11 do período observado, durante a ascensão do hidrograma, em que o valor simulado foi $70,5 \text{ m}^3/\text{s}$ superior ao observado. Além disso, durante a recessão, observa-se um pequeno pico em um valor diário de vazão. O hidrograma dos dados simulados antecipou esse pico em dois dias e o superestimou, de maneira a simular uma vazão $35,5 \text{ m}^3/\text{s}$ superior ao observado no dia 17.

Esse comportamento pode ser explicado em virtude ao intervalo de tempo de simulação de 24 horas. Devido às características da bacia hidrográfica, faz com que o método de cálculo de transformação SCS Unit Hydrograph não identifique de forma precisa o intervalo de tempo da recessão do hidrograma, tendo uma resposta inadequada a uma chuva existente no evento. Outra justificativa ao comportamento de recessão do hidrograma seria a distribuição espacial de precipitação. Woolhiser (1996) afirma que é indescritivelmente mais complexa a elaboração da calibração consistente de um modelo, quando não há uma distribuição adequada da chuva. Collischonn e Tucci (2001) justificam que essa distribuição espacial e temporal inadequada de chuva



pode fazer com que alguns parâmetros do modelo assumam valores tendenciosos com vistas a compensar os erros provenientes dela.

Os parâmetros responsáveis por essa calibração constam na Tabela 5.

Tabela 5 - Parâmetros utilizados para a calibração do evento.

Sub-bacia	Parâmetro				
	Armazenamento máximo (mm)	Abstração inicial (mm)	Lag Time (min)	Vazão inicial (m ³ /s)	Constante de recessão
Barragem	11	14,67	31,07	1,56	0,72
Carahá	17	11,33	40,75	1,51	0,71
Carahá Nascente	9	13,33	23,01	0,72	0,73
Carahá 2	14	9,33	12,14	1,00	0,76
Cotovelo	7	12,00	133,26	0,27	0,83
Entre Rios	13	8,67	54,09	1,50	0,68

Sub-bacia	Parâmetro				
	Armazenamento máximo (mm)	Abstração inicial (mm)	Lag Time (min)	Vazão inicial (m ³ /s)	Constante de recessão
Florestal	12	15,33	82,94	2,03	0,91
Painel	15	10,00	64,92	1,87	0,67
Pedras Brancas	10	14,00	59,08	1,33	0,68
Pinhão	6	11,33	89,02	0,33	0,78
Planície	19	12,67	119,35	2,87	0,77
Ponte Grande	18	12,00	65,17	1,76	0,69
Rio Do sul	16	10,67	160,21	2,56	0,82
Urupema	8	12,67	93,47	0,85	0,68
Vacaria	5	10,67	110,19	0,00	0,87

Os parâmetros de bacia hidrográfica referentes ao armazenamento inicial (%), impermeabilidade (%) e fluxo limiar do hidrograma (m³/s) foram considerados, respectivamente, os valores 0 %, 10 % e 30 m³/s para todas as sub-bacias. Quanto aos parâmetros referentes aos rios que conectam as sub-bacias, considerou-se o valor 1 m³/s para a taxa de fluxo e de 0,0275 para a fração de redução linear do fluxo de chegada.

Posteriormente, os parâmetros da Tabela 5 foram utilizados para as simulações de vazão com alteração do CN. Como esses foram calibrados, foi possível se obter as vazões no exutório de cada sub-bacia e comparar a vazão calibrada, de 2005, com as vazões do CN de 2017 e alterado.



Na comparação entre os anos de 2005 e 2017, as maiores diferenças entre os hidrogramas se deram nas junções 8, 9 e 10. A junção 9, apesar de não ter contribuição de bacia urbana, apresentou incremento de $43,6 \text{ m}^3/\text{s}$ no pico simulado com relação ao calibrado, mais de duas vezes maior ao que se considerou observado. Isso se deve ao fato de que a sub-bacia Florestal teve um aumento expressivo do valor de CN, o qual passou de 42,06 em 2005 para 68,65 em 2017. Essa sub-bacia teve diminuição das áreas de campo, floresta e reflorestamento, as quais foram substituídas por agricultura, núcleos urbanos e solo exposto, o que possibilitou o aumento do CN e consequentemente aumento da geração de chuva efetiva.

Com relação às sub-bacias urbanas, as vazões de pico de cada um dos cenários podem ser visualizadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Vazões de pico das sub-bacias urbanas em cada um dos cenários.

Junção	Sub-bacia	CN - 2005	CN - 2017	CN - alterado
7	Carahá 2	$7,8 \text{ m}^3/\text{s}$	$7,9 \text{ m}^3/\text{s}$	$7,9 \text{ m}^3/\text{s}$
	Carahá Nascente	$8,1 \text{ m}^3/\text{s}$	$8,3 \text{ m}^3/\text{s}$	$8,4 \text{ m}^3/\text{s}$
5	Carahá	$4,8 \text{ m}^3/\text{s}$	$4,8 \text{ m}^3/\text{s}$	$4,8 \text{ m}^3/\text{s}$
	Ponte Grande	$20,7 \text{ m}^3/\text{s}$	$21 \text{ m}^3/\text{s}$	$21,5 \text{ m}^3/\text{s}$

Observa-se que o incremento de vazão entre o ano de 2005 e os outros dois cenários foi de $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ para o ano de 2017 e de $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$ para o cenário de alteração do uso da terra na sub-bacia Ponte Grande. A resposta hidrológica à alteração de valores de CN pode ser devido a maior área de modificação do uso da terra na sub-bacia Ponte grande. Uma vez que a bacia contempla uma área urbanizada menor em comparação com as outras bacias urbanas vizinhas, que possuem área menores passíveis a expansão urbana.

A junção 5, a qual recebe toda a contribuição das sub-bacias urbanas, apresentou um valor de vazão de $40 \text{ m}^3/\text{s}$ em 2005, calibração, $40,6 \text{ m}^3/\text{s}$ em 2017, cenário 1 e $41,2 \text{ m}^3/\text{s}$ na simulação do CN alterado, cenário 2. Dessa forma, mesmo que o incremento de vazão tenha sido inferior a $1 \text{ m}^3/\text{s}$ ao considerar-se somente as sub-bacias, o exutório responde com um aumento superior a esse valor. Em questões de eventos extremos na cidade de Lages, o incremento de $1,2 \text{ m}^3/\text{s}$ na junção 5 pode significar um aumento de cota de inundação na área urbana onde já é afetada pelo efeito de remanso no rio Caveiras, segundo Padilha (2017) e Liz (2018). Além disso, o incremento de vazão da ordem de $43,6 \text{ m}^3/\text{s}$ proveniente da sub-bacia Florestal pode agravar essa situação, pois essa sub-bacia impacta diretamente no Rio Caveiras.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

O modelo hidrológico HEC-HMS se mostrou adequado e apresentou bons resultados de calibração para o local e evento em questão. Foi possível a obtenção de um hidrograma semelhante ao observado e com o valor de vazão de pico muito próximo.

A alteração de CN de toda bacia no cenário referente ao ano de 2017 mostrou que a sub-bacia que teve o maior incremento de vazão devido a alteração de uso da terra foi a sub-bacia Florestal (ordem 12), considerada uma bacia rural.

Com relação às sub-bacias urbanas, apresentaram uma contribuição de vazão inferior ao esperado em termos de alteração do uso da terra em escala temporal, contrário ao que foi observado na sub-bacia Florestal. A resposta hidrológica da unidade florestal faz com novos questionamentos sejam abertos sobre a abordagem de estudo de inundação na cidade de Lages, que sofre constantemente com enchentes e inundações.

Agradecimentos

Agradecemos a disponibilidade de dados e parceria do Laboratório de Hidrologia (LabHidro), do Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), do departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Estadual de Santa Catarina (UDESC), e gostaríamos de parabenizá-los pelos trabalhos desenvolvidos em conjunto com a prefeitura de Lages e Defesa Civil.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Beven, K. J. Rainfall-Runoff Modelling: The Primer. 2. ed. West Sussex, UK.
- Chiesa, R. S. 2014. RIMA: Implantação do parque eólico na serra Catarinense. Bom Jardim da Serra: Terra Consultoria. 65 p.
- Chu, X.; Steinman, A. 2009. Event and continuous hydrologic modeling with HEC-HMS. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, v. 135, n. 1, p. 119–124.
- Collischonn, W; Tucci, C; Morelli, E. 2001. Simulação hidrológica de grandes bacias. 271 f. Tese (Doutorado) - Curso de Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Liz, M. S. M. de. 2018. Influência do Rio Caveiras nas inundações dos rios Carahá e Ponte Grande. Dissertação- (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC.



- Moriasi, D. N. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. American Society Of Agricultural And Biological Engineers, Pennsylvania, v. 50, n. 3, p.885-900.
- Nourali, M. et al. 2016. Effect of formal and informal likelihood functions on uncertainty assessment in a single event rainfall-runoff model. Journal of Hydrology, [s. l.], v. 540, p. 549-564. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.06.022>>
- Padilha, V. L. 2017. Modelagem hidrológica orientada por eventos de inundação em Lages/SC. Dissertação- (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.
- Paz, A. R.; Collischonn, W.; Tucci, C. E. M. 2009. Simulação hidrológica de rios com grandes planícies de inundação. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, [s. l.], p. 1-19.
- Ricardo, G. S.; Neto, Sílvio. Luís. Rafaeli. Determinação do Parâmetro curve number médio do sistema bacia hidrográfica do alto canoas. in: congresso de engenharia ambiental do sul do brasil, 2017, lages. anais congresso de engenharia ambiental do sul do brasil, 2017. v. v. 2.
- RAZI, M. A. M. et al. 2010. Flood estimation studies using Hydrologic Modeling System (HEC-HMS) for Joho River, Malaysia.
- SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para Estimativa da Chuva Excedente com Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. In: Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Vol. 10. n.4. 2005.
- SEBRAE. 2017. Lages em números.
- Tucci, C. E. M. 1998. Hidrologia: Ciência e aplicação. Porto Alegre: Editora da UFRGS.
- USACE. 2013. Hydrologic Modeling System HEC-HMS - User 's Manual. dez, 2018 p. 442.



ESTUDO DAS ENCHENTES DA SUB-BACIA RIO PIRACICABA – MG, BACIA DO RIO DOCE

| ID 15659 |

Suellen Cristina Coelho Barbosa¹, Roberta Laís Silva Schmidt², Kiane Heloisa Santana Sousa³

1Universidade Centro Universitário UNA, e-mail: suellencoelho97@gmail.com; 2Universidade Centro Universitário UNA, e-mail: robertalaisilva@gmail.com; 3Universidade Centro Universitário UNA, e-mail: sousa.kiane@gmail.com

| RESUMO |

Este artigo apresenta um estudo das enchentes e inundações do Rio Piracicaba como sub-bacia do Rio Doce, na região leste de Minas Gerais. Para tanto, foram feitas análises em revisões bibliográficas, que possibilitaram o levantamento de dados, que foram compilados, fornecendo base para a confecção de mapas topográficos e discussões que envolvam conceitos de hidrologia. Constatou-se que essa região sofreu diversas ações que modificaram a capacidade de infiltração e armazenamento do solo, e conseqüentemente possui um considerável histórico de inundações que acarretam incalculáveis danos ambientais e sociais. Por estar localizada na parte baixa e a margem do rio Piracicaba, o município de Timóteo é o que mais sofre com as cheias. Foram determinados diversos parâmetros, como a forma da Bacia, a densidade hidrográfica, e a ordem do curso d'água. Após o levantamento de dados e os estudos realizados, identificou-se que, mesmo que os parâmetros tenham revelado que a bacia não é susceptível a enchentes, foram encontrados inúmeros relatos das cheias ao longo da bacia. Assim concluímos que as enchentes ocorrem pelo fato da bacia possuir uma alta sensibilidade à erosão, assoreamentos pelo percurso e principalmente um precário sistema de drenagem que são conseqüências do desmatamento, mau uso do solo e ocupação desordenada com seu aumento populacional, tornando o seu transbordamento praticamente notório.

Palavras-chave: Bacia Hidrográfica, drenagem, hidrologia.

| INTRODUÇÃO |

Anualmente, nos períodos de chuva durante o verão, a sociedade depara-se com inúmeros casos de enchentes em todo o país, ocasionando grandes impactos sociais e ambientais. Esses impactos podem ocorrer devido à urbanização ou à inundação natural da várzea ribeirinha (Tucci, 1993). Segundo Canholi (2014), as cheias são fenômenos naturais que podem ter seus efeitos agravados devido às ações antrópicas, como crescimento das áreas urbanizadas, o desmatamento de matas ciliares, e a impermeabilização do solo. Tais fatores aceleram o processo de enchentes em localidades ribeirinhas, como por exemplo, os municípios que são banhados pelo rio Piracicaba.



O rio Piracicaba é um curso de água do estado de Minas Gerais, Região Sudeste do Brasil, pertencente à bacia do rio Doce, que possui um histórico de inundações. Além dos fenômenos meteorológicos que provocam as inundações, o Plano Integrado de Recursos Hídricos (PIRH) da bacia do rio Doce expõe que a partir do século XIX, parte da cobertura vegetal foi removida, para o cultivo de café e cana de açúcar, exploração madeireira e formação de pastagens, estas ações modificaram a capacidade de infiltração e armazenamento do solo, agravando os efeitos das cheias. Outros estudos realizados pela Universidade Federal dos Vales dos Rios Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), comprovaram que após o rompimento da barragem em Mariana – MG no ano de 2015, o rio Doce apresentou um assoreamento de 30 a 40 cm ao longo dos seus trechos, na qual certamente contribui para a ocorrência de cheias nas suas sub-bacias.

A frequência e a gravidade das inundações no rio Piracicaba, principalmente na região do Vale do Aço – MG, que por diversas vezes passa por esses desastres, demonstram a necessidade de procurar soluções alternativas e condições que evitem impactos econômicos e sociais sobre a sociedade.

Assim, o presente trabalho teve como objetivo o estudo das enchentes da sub-bacia rio Piracicaba, bacia do rio Doce, através de cálculos que demonstram as características morfométricas da bacia em estudo.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

O trabalho foi desenvolvido com base em revisões bibliográficas. A partir de dados e literaturas sobre o tema, o que possibilitou a análise a respeito das enchentes e inundações da bacia hidrográfica do rio Piracicaba, bem como, o seu sistema de drenagem. Os dados levantados foram compilados para a confecção de mapas e estudos de processo hidrológicos da região.

Caracterização da área

Segundo a Agência Nacional das Águas (ANA), a bacia hidrográfica do rio Doce compreende 225 municípios, cujos territórios estão total ou parcialmente nela inseridos, sendo 200 mineiros e 25 capixabas. Em Minas Gerais a bacia se divide em seis sub-bacias, Rio Piranga, Rio Piracicaba, Rio Santo Antônio, Rio Suaçuí, Rio Caratinga e Rio Manhuaçu.

O rio Piracicaba, tem suas nascentes localizadas no município de Ouro Preto-MG, a 1.680m de altitude, percorrendo 241 km até encontrar o rio Doce, nas divisas dos municípios de Ipatinga e Timóteo. Conforme mostrado na Figura 1, ao longo desse trajeto, passa por cidades como Rio



Piracicaba, Nova Era, Antônio Dias, e pela região metropolitana do Vale do Aço, formada por Coronel Fabriciano e Ipatinga na margem esquerda e Timóteo na margem direita (PARH, 2010).

O sistema de drenagem é composto pela descarga de quase uma centena de córregos e ribeirões, tendo como os principais afluentes os rios Turvo, Conceição, Una, Machado, Santa Bárbara, Peixe e Prata.

A vegetação original da bacia, era composta de 90% de Mata Atlântica, na qual após ações antrópicas foi devastada e o percentual remanescente do bioma é de apenas 0,2% (PIRH,2010).

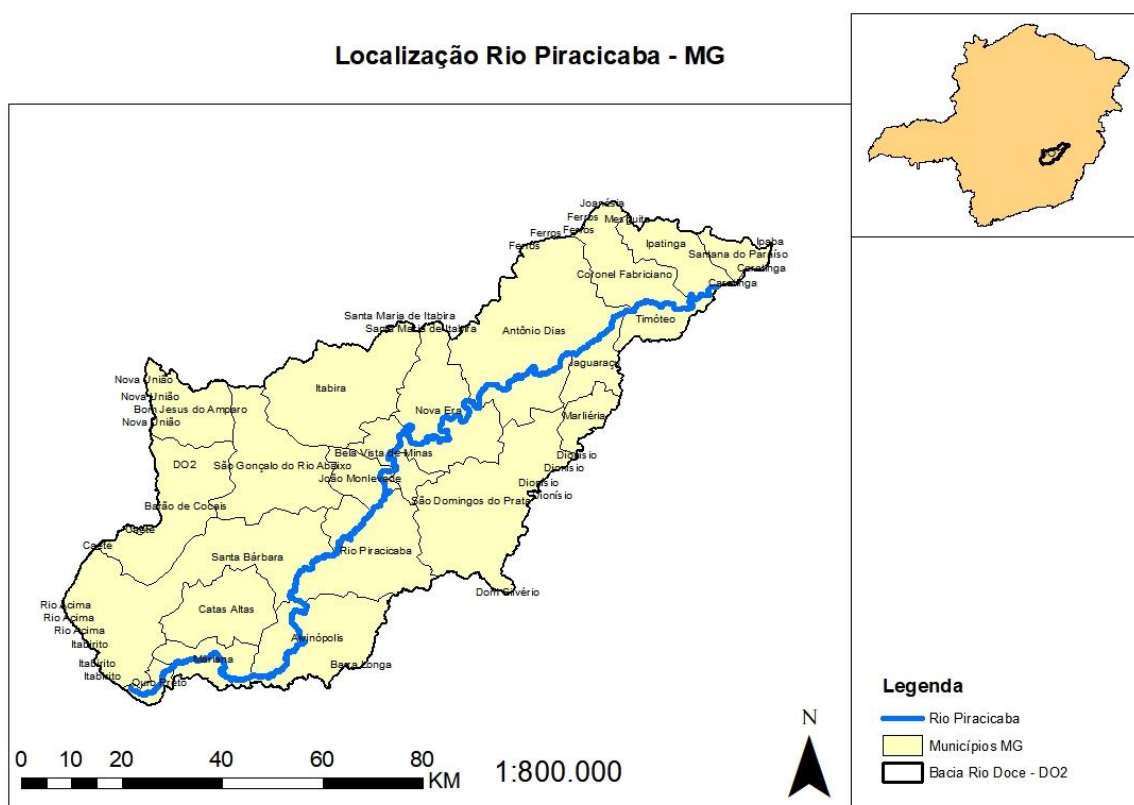


Figura 1: Localização do rio Piracicaba – MG
Fonte: Autores, 2020

De acordo com o Comitê de Bacias Hidrográficas do Rio Piracicaba (CBH, 2020), a bacia possui área de 5.465,38 km², apresentando um desnível topográfico de cerca de 1.400 m em uma extensão da ordem de 370 km, desde suas cabeceiras na Serra da Mantiqueira, no Estado de Minas Gerais até a foz.



Segundo Cruz (2009), o relevo da região é muito acidentado, com predominância de serras e colinas. Com pouca frequência ocorrem os "vales em V", dentre os quais o chamado Vale do Aço, nas proximidades de Timóteo, Coronel Fabriciano e Ipatinga, como mostra a Figura 2.

Os solos predominantes da bacia são classificados como Latossolos, Argissolos e Cambissolos. Os Argissolos possuem uma menor condutividade hidráulica, assim, durante chuvas fortes pode ocorrer uma rápida saturação do horizonte superficial mais arenoso e uma redução na infiltração da água na superfície do solo, o que favorece a ocorrência de processos importantes de erosão (PARH, 2010).

Mapa Topográfico Rio Piracicaba - MG

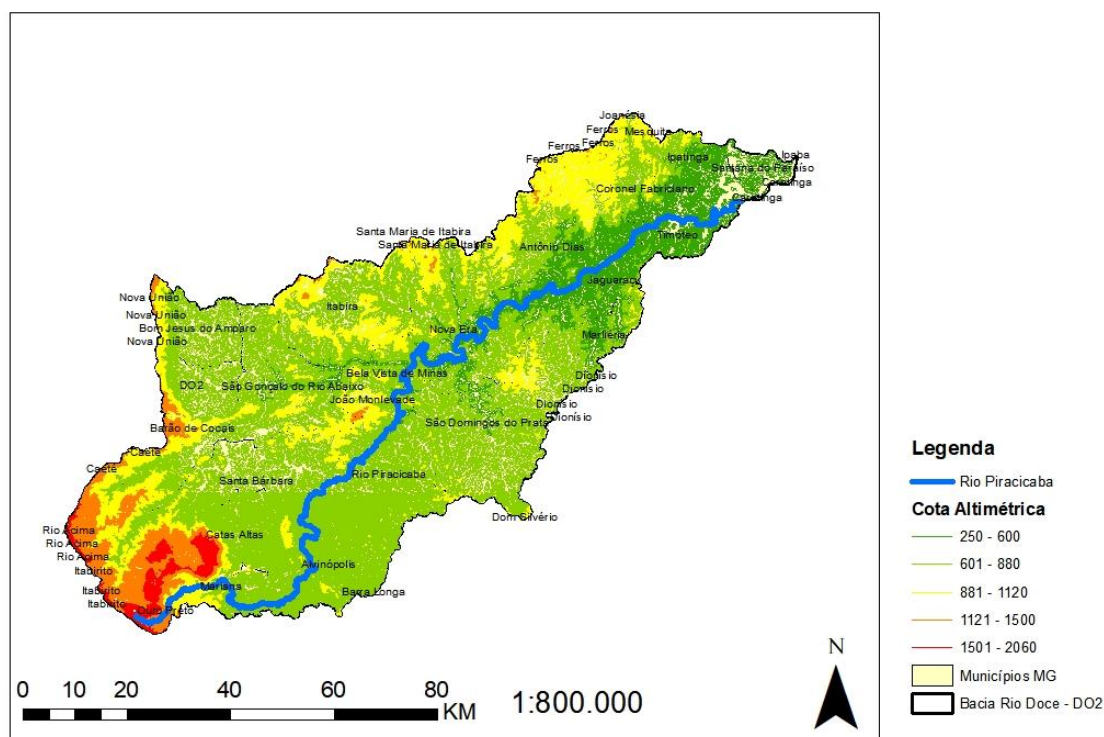


Figura 2: Mapa Topográfico do rio Piracicaba – MG
Fonte: Autores, 2020

Nas regiões do Piracicaba, o clima é quente e temperado, possuindo uma média de 2.3 °C (Climate, 2020), e uma pluviosidade mais intensa no verão e na primavera. Os períodos chuvosos se estendem de outubro a março, principalmente nos meses de dezembro a fevereiro. Os valores da precipitação são de suma importância por possibilitar a identificação a vazão do rio. Conforme o gráfico histórico apresentado pela Figura 3, existe uma sazonalidade bastante marcante entre o período de inverno (menos chuvoso) e verão (mais chuvoso), o que se reflete nas vazões observadas.



As maiores vazões médias ocorrem a partir do mês de novembro, sendo possível atingir um pico de $189,5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ no mês de janeiro.

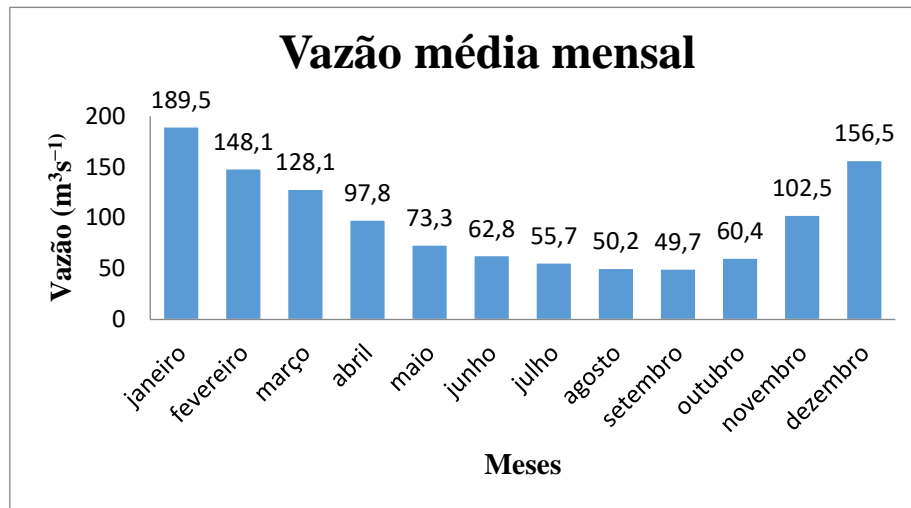


Figura 3: Vazões médias mensais da estação Mário de Carvalho, ANA
Fonte: Adaptado Hidroweb

Históricos de enchentes

Observa-se que a associação dos fenômenos meteorológicos e a modificação da capacidade de infiltração do solo, torna as inundações inevitáveis. Na área de estudo os municípios mais atingidos com as cheias são Rio Piracicaba, Nova Era, Coronel Fabriciano e Timóteo (PARH, 2010). Por estar localizada na parte baixa e a margem do rio Piracicaba, o município de Timóteo é o que mais sofre com as cheias do rio.

A enchente de 1979 foi uma das maiores registradas (Figura 4), várias cidades ficaram totalmente alagadas além de grande parte de João Monlevade, Governador Valadares e a região metropolitana do Vale do Aço.

Em 1997 ocorreu a segunda maior enchente, na qual mais de 26 mil ficaram desabrigadas, e cerca de 600 mil ficaram sem água potável em todo o Estado e mais uma vez a região do Vale do Aço foi a mais afetada.

Em 2012 a chuva fez o nível do rio Piracicaba subir no município de Timóteo, causando grandes prejuízos. Prefeitura contabilizou um prejuízo de cerca de R\$ 7 milhões.

Em janeiro de 2020, o nível do rio Piracicaba subiu novamente, inundando Cachoeira do Vale, distrito de Timóteo. Segundo a prefeitura, 98 pessoas ficaram desalojadas.

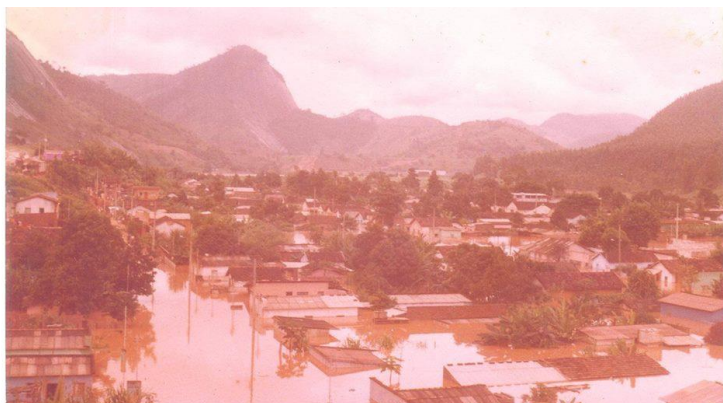


Figura 4: Enchente do rio Piracicaba em 1979
Fonte: Só aqui em Timóteo mesmo

Parâmetros Morfométricas

Para verificar a relação dos parâmetros físicos da bacia com as recorrentes enchentes na região, foram utilizadas as seguintes características morfométricas: Fator de forma, Índice de circularidade, Coeficiente de compacidade e Densidade hidrográfica. A partir do conhecimento dos dados principais da bacia através de literaturas e dos dados disponíveis pelo IGAM (Tabela 1), foi possível determinar os valores dos parâmetros.

Tabela 1: Parâmetros da Bacia Rio Piracicaba - MG

PARÂMETROS DA BACIA RIO PIRACICABA - MG						
Cursos d'água	Sub-bacias	Municípios abrangentes	Área	Perímetro	Rio Principal	Altitude da nascente
17	8	21	5465,38 km ²	370 km	241 km	1680 m

Fonte: Autores, 2020

Forma da bacia

Segundo Porto et al. (1999), a forma da bacia influencia no escoamento superficial e consequentemente o hidrograma resultante de uma determinada chuva. As bacias de grandes rios têm, normalmente, a forma de uma pera ou leque, enquanto as pequenas bacias assumem formas variadas (Junior, 2007). Em bacias de formato mais arredondado esse tempo tende a ser menor do que em bacias mais comprimidas (Paz, 2004).



Fator forma (Kf)

O fator de forma de uma bacia hidrográfica, k_f , é definido pela relação entre a largura média da bacia e o seu comprimento axial. Este índice também indica a maior ou menor tolerância para enchentes de uma bacia. Uma bacia com o fator de forma baixo, ou seja, com o comprimento grande, terá menor propensão a enchentes.

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

Onde:

Se $0,5 < Kf < 1$ a bacia é susceptível a sofrer enchentes

Se $Kf < 0,5$ a bacia não é susceptível a enchentes

Índice de Circularidade (Ic)

O índice de circularidade tende para a unidade à medida que a bacia se aproxima da forma circular e diminui à medida que a forma se torna alongada. Ele foi calculado pela equação abaixo, em que I_c é o índice de circularidade, A é a área em km^2 e P é o perímetro em km.

$$IC = 12,75 \cdot \frac{A}{P^2}$$

Onde:

Se $I_c < 0,51$ a bacia é alongada e seu respectivo escoamento é favorável

Se $I_c > 0,51$ a bacia é circular e o seu respectivo escoamento é desfavorável

Coefficiente de compacidade (Kc)

O coeficiente de compacidade de uma bacia hidrográfica, é um índice que informa sobre a susceptibilidade da ocorrência de inundações nas partes baixas da bacia. É definido pela relação entre o perímetro da bacia e a sua área. Bacias que apresentam o coeficiente próximo de 1 são mais compactas, tendem a concentrar o escoamento e são mais susceptíveis a inundações.

$$Kc = \frac{0,28 \cdot P}{\sqrt{A}}$$

Onde:

Se $Kc > 1,2$ a bacia não é circular e não é susceptível a enchentes

Se $1 \leq Kc \leq 1,2$ a bacia é circular e é susceptível a enchentes



Densidade Hidrográfica (Dh)

Um parâmetro capaz de indicar a capacidade da bacia de gerar novos cursos d'água em função das suas características físicas, através da relação entre o número de rios com a área da bacia hidrográfica, pela equação (Freitas, 1952).

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

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Tabela 2: Resultado dos cálculos dos parâmetros

RESULTADO DOS CÁLCULOS DOS PARÂMETRO			
Fator forma (Kf)	Índice de Circularidade (Ic)	Coeficiente de compacidade (Kc)	Densidade Hidrográfica (Dh)
0,094	0,509	1,4	3,11.10 ⁻³ canais/km ²

Fonte: Autores, 2020

A sub-bacia do rio Piracicaba, após a realização dos cálculos, apresentou um fator de forma (Kf) de aproximadamente 0,094 o que representa que a bacia não é susceptível a enchentes. Como o rio possui o comprimento grande, terá menor predisposição a enchentes.

Valores de Índice de Circularidade (Ic) menores que 0,51 sugerem que a bacia tende a ser mais alongada favorecendo o processo de escoamento. O valor obtido neste estudo foi 0,509, distanciando-se da área de um círculo e confirmando uma forma mais alongada, com menor capacidade de concentração de água pluvial e, conseqüentemente com baixo índice de grandes enchentes apresentando um nível de escoamento bom.

Com relação ao Coeficiente de compacidade (Kc), que é um valor adimensional que varia com a forma da bacia independente do seu tamanho, assim quanto mais irregular ela for, maior será o índice de compacidade, observou-se que a sub-bacia obteve um Kc de 1,4, indicando que a bacia não é circular, ou seja, não é propenso a inundações.

Por último, o valor para o parâmetro de Densidade Hidrográfica (Dh) foi de 3,11.10⁻³ canais / km² revelando pouca capacidade de gerar novos cursos d'água.



Os resultados encontrados através dos cálculos dos parâmetros morfométricas sugerem que a sub-bacia não é propensa a enchentes, sem grande possibilidade de ocorrência de picos de cheias frequentes, considerada a relação equivalente entre o rio principal e sua área de drenagem. Porém ao reunir os dados históricos de vazão devido às precipitações, a topografia dos municípios no entorno do rio, e o assoreamento devido ao alto índice de erosão do solo verificou-se que o que ocorre é contraditório aos resultados encontrados.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Após o levantamento de dados da literatura e os cálculos realizados, identificou-se que, mesmo os parâmetros do rio Piracicaba terem revelado que a bacia não é susceptível a enchentes, foram encontrados inúmeros relatos das inundações ao longo da bacia, principalmente na região do Vale do Aço. Logo, conclui-se que as enchentes ocorrem pelo fato da bacia possuir topografia acidentada, com formação de depressões nos municípios de Timóteo, Ipatinga e Coronel Fabriciano, com uma alta sensibilidade à erosão, assoreamentos pelo percurso e principalmente um precário sistema de drenagem que são consequências do desmatamento, mau uso do solo e ocupação desordenada com seu aumento populacional, tornando o seu transbordamento um resultado notório.

Como forma de amenizar os impactos causados pelas enchentes, após a grande cheia de janeiro de 1997, que ocorreu na Bacia do rio Doce, por motivos de precaução foi criado o Sistema de Alerta de Enchentes, sendo hoje mantido em operação pelo CPRM-Serviço Geológico do Brasil, ANA-Agência Nacional de Águas e IGAM-Instituto Mineiro de Gestão das Águas.

Sugere-se, com o intuito de minimizar as ocorrências de enchentes, a preservação e a construção de novas áreas verdes, por exemplo, pois permitem a retenção do escoamento superficial em uma área urbana. Isto é válido mesmo quando a geologia não é favorável à infiltração, pois a vegetação nesta situação serve como barreira quebrando a velocidade de escoamento e auxilia na diminuição das erosões.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Centro Universitário UNA pelo espaço disponibilizado para a realização do estudo e a Prof. Margarete Pereira pelo apoio e incentivo para a realização do estudo.



| REFERÊNCIAS |

- Canholi, A. P.; 2014. Drenagem urbana e controle de enchentes. 2. ed. São Paulo: Oficina de Texto.
- CBH. Comitê de bacia hidrográfica do rio Piracicaba. Disponível em: <<http://www.cbhipiracicabamg.org.br/>>. Acesso em: 9 abr. 2020.
- Climate. Clima do Rio Piracicaba. Disponível em: <<http://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/minas-gerais/rio-piracicaba-176530/>>. Acesso em: 9 abr. 2020.
- Cruz, P. L.; 2009. Avaliação da evolução do comitê de bacia hidrográfica do Rio Piracicaba/MG. Universidade Federal de Ouro Preto.
- Freitas, R.O.; 1952. Textura de drenagem e sua aplicação geomorfológica. Boletim Paulista de Geografia. São Paulo, v. 11, p.53-57.
- Junior, A. R. B.; 2007. Elementos de Hidrologia Aplicada. Cap 2, pag 14.
- Paz, A.R.; 2004. Hidrologia aplicada. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- PARH.; 2010. Plano de Ações de Recursos Hídricos da Unidade de Planejamento e Gestão dos Recursos Hídricos Piracicaba. IGAM
- PIRH.; 2010. Plano Integrado de Recursos Hídricos do Rio Doce. Volume I, relatório final.
- Porto, R. L., Filho, K. Z.; 1999. Bacias hidrográficas, hidrologia aplicada. Escola politécnica da USP.
- Sistema de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/>>. Acesso em: 10 abr. 2020.
- Tucci, C.; 1993. Hidrologia: Ciência e aplicação. 2. ed. Porto Alegre.



CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO HEC-HMS PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO SISTEMA PONTE VELHA/SC

| ID 15667 |

¹Renata Bulling Magro, ²Mariana Gomes Oliveira, ³Lucas de Bona Sartor, ⁴Taciana Furtado Ribeiro, ⁵Thaís Agda Rodrigues da Cruz Primo, ⁶Júlia Nercolini Gôde

1Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: renatamagro4@gmail.com; 2Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: marianagomes.udesc@gmail.com; 3Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: lbs_bona@hotmail.com; 4Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: taciana-furtado@hotmail.com; 5Universidade do Estado de Santa Catarina; e-mail: thaisagdarcp@gmail.com; 6Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: julianercolini@hotmail.com

| RESUMO |

A importância da geração de energia elétrica no Brasil está relacionada com a presença de grandes rios em seu território. Portanto, o entendimento e a capacidade de previsão do regime hidrológico das bacias são altamente relevantes para o planejamento energético. O objetivo deste trabalho foi realizar a calibração e validação de um modelo hidrológico HEC-HMS, para a bacia hidrográfica Ponte Velha, localizada em Santa Catarina, com base em séries de dados de precipitação e vazão, gerando uma ferramenta simples e precisa para análise dos movimentos hidrológicos. Para a concepção do sistema, fez-se a divisão da área em 11 sub-bacias, após definido os métodos de cálculo, foram inseridos os dados de entrada para cada sub-bacia no modelo. Para a calibração do modelo foi utilizada uma série de precipitação da região que compreende o período de 26/06/2008 a 17/07/2008. Na validação, utilizou-se os dados de um evento ocorrido no período de 07 de maio de 2005 a 18 de junho de 2005. Os parâmetros de calibração foram modificados até alcançar um valor superior a 0,7 para o coeficiente Nash-Sutcliffe. Com base nos parâmetros utilizados, a calibração do modelo, resultou em um coeficiente de 0,820, e a validação do modelo obteve um coeficiente de 0,405. A curva de calibração subestimou em alguns momentos os valores observados, enquanto a curva de validação superestimou os dados reais, isto ocorre devido a determinação imprecisa dos parâmetros característicos da bacia hidrográfica e, principalmente, erros na série histórica. Ademais, a baixa densidade de estações de medida na região prejudica a representatividade espacial dos parâmetros hidroclimatológicos e a qualidade das simulações, Apesar disso, os modelos matemáticos utilizados podem ser considerados adequados quando analisado os valores de Nash-Sutcliffe obtidos na modelagem.

Palavras-chave: HEC-HMS; Bacia Hidrográfica; Modelagem hidrológica.



| INTRODUÇÃO |

O Brasil pode ser considerado um país de clima tropical úmido na maior parte de seu território. A importância da geração de energia elétrica no Brasil está fortemente relacionada a presença de grandes rios em seu território, e sua fonte hidro energética é responsável por mais de 70% da energia consumida (VIOLA et al., 2009). Portanto, o entendimento e a capacidade de predição do regime hidrológico das bacias hidrográficas são altamente relevantes para o planejamento energético no geral.

Diversas ações antrópicas causam impacto nos recursos hídricos, Missiaggia et al (2017) relata que as alterações ocorridas na superfície de uma bacia hidrográfica podem ser classificadas de acordo com o tipo de mudança no uso e ocupação do solo, os quais podem ser em decorrência de desmatamento, reflorestamento, urbanização, uso de culturas agrícolas permanentes ou anuais.

De acordo com Paiva (2009), como consequência tem-se a alteração do regime hidrológico do ponto de vista de frequência de cheias e estiagens, produção e transporte de sedimentos, qualidade da água e diversidade dos ecossistemas. Uma das formas mais comuns de avaliação do comportamento hidrológico de bacias hidrográficas consiste no desenvolvimento e aplicação de modelos fisicamente baseados com auxílio de técnicas de mapeamento, combinando modelos, como o HEC-HMS.

Um modelo pode ser considerado como uma representação simplificada da realidade, auxiliando no entendimento dos processos que envolvem esta realidade. Os modelos estão sendo cada vez mais utilizados em estudos ambientais, pois ajudam a entender o impacto das mudanças no uso e cobertura da terra e prever alterações futuras nos ecossistemas.

Este tipo de investigação científica é altamente aceita, em especial quando técnicas de SIG e sensoriamento remoto são aplicadas para espacializar as variáveis de entrada do modelo, consistindo no estado-da-arte do conhecimento na área de engenharia de água e solo e recursos hídricos (Stackelberg et al., 2007; Green et al., 2006; Marsik & Waylen, 2006).

O modelo hidrológico HEC-HMS – Hydrologic Modeling System foi desenvolvido pelo Centro de Engenharia Hidrológica do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (USACE – U.S. Army Corps of Engineers). Esse, por sua vez, é indicado para modelar processos de chuva-vazão em grandes bacias hidrográficas e pequenas bacias urbanas ou naturais (USACE-HEC, 2008a). Através da simulação do comportamento hidrológico da bacia, o modelo gera hidrogramas e informações quanto ao volume de deflúvio, vazão de pico e tempo de escoamento, que podem ser usados para diversos fins: drenagem urbana, disponibilidade hídrica, impacto de urbanização, dimensionamento de vertedores em barragens, etc. (USACE-HEC, 2008b).



Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi realizar a calibração e validação de um modelo hidrológico HEC-HMS 4.2.1, para a bacia hidrográfica Ponte Velha, localizada em Santa Catarina, com base em séries de dados de precipitação e vazão, gerando uma ferramenta simples e precisa para análise dos movimentos hidrológicos da área.

| MATERIAL E MÉTODOS |

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Sistema Ponte Velha (Figura 1), o qual possui uma área aproximada de 800,47 km², abrangendo os municípios de Lages, Paineira e uma pequena área do município de Urupema. Para a concepção do sistema hidrológico, fez-se a divisão da área de interesse em 11 sub bacias com o uso da ferramenta ArcHydro, disponível no ArcGIS. Essa discretização colabora para a melhor confiabilidade dos dados, partindo-se do pressuposto de que as variáveis de entrada não sejam generalizadas para toda a bacia, as 11 nomenclaturas atribuídas a cada sub bacia e respectivas áreas estão apresentadas na Tabela 1.

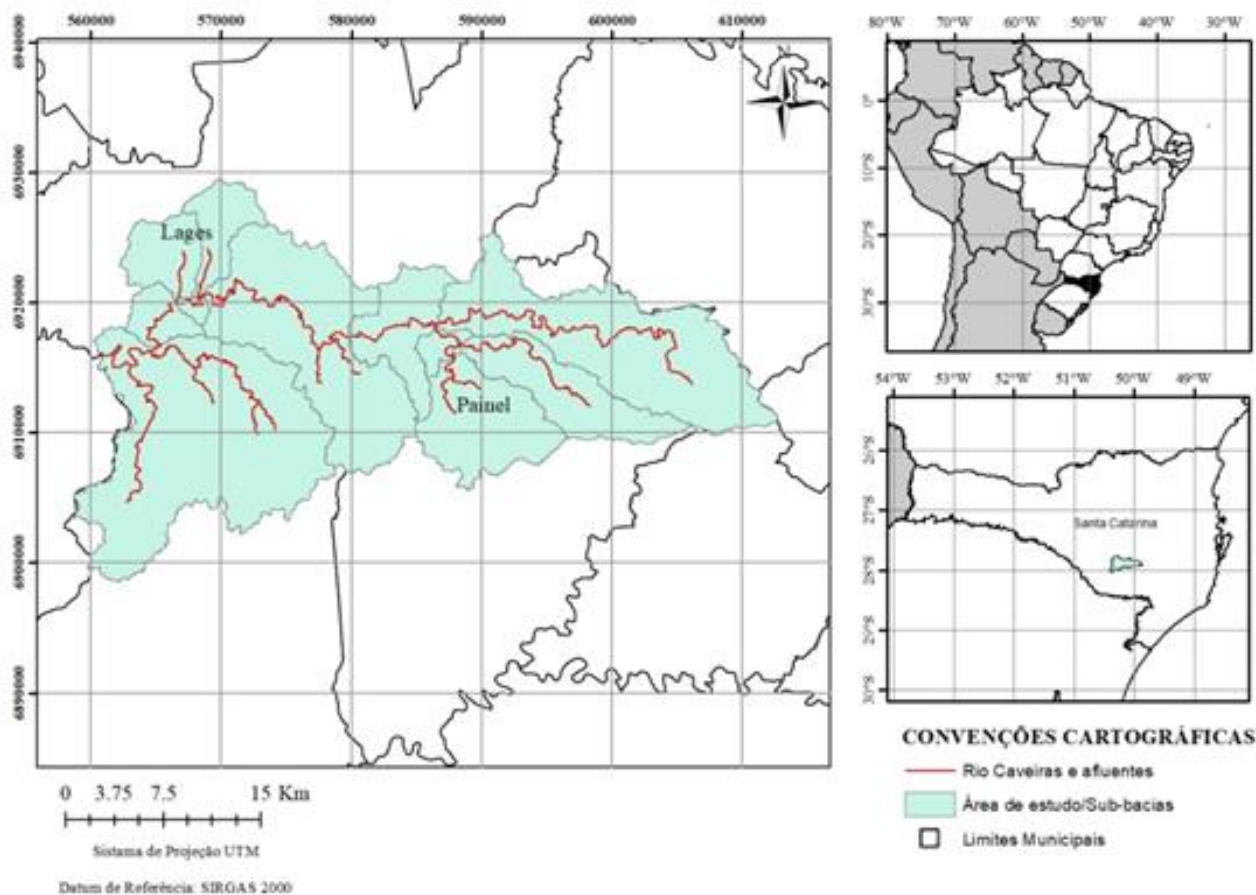


Figura 1 – Mapa de situação da área de estudo



Tabela 1 – Divisão das sub bacias do sistema Ponte Velha

Ordenamento montante para jusante	de	Sub-bacia	Área (km ²)
1		Caveiras Montante	156,16
2		Galafre	60,04
3		Painel	68,92
4		Maribondo	8,817
5		Pedras Brancas	45,12
6		Caveiras Lages	152,74
7		Ponte Grande	27,15
8		Entre Rios	3,58
9		Carahá	30,17
10		Cotovelo	17,21
11		Ponte Velha	230,54

Geologicamente, Scheibe (1986) menciona que a cidade de Lages está localizada sobre uma estrutura dômica pertencente à Bacia do Paraná. Esta formação é caracterizada por derrames basálticos e por arenitos da formação Botucatu. Isso explica a composição das margens e leitos dos rios Caveiras, Carahá e Ponte Grande, feitos de areia em vários trechos.

Os solos predominantes no Sistema Ponte Velha são o Cambissolo Háplico, Cambissolo Húmico, Neossolo Litólico e Nitossolo Háplico, conforme apresentado na Figura 2. Os dois primeiros apresentam-se nas proximidades dos talwegues, variando em profundidade, enquanto o Neossolo Litólico se encontra com horizonte A raso, assentado diretamente na matriz. Ambos se apresentam nas encostas, em áreas que são sujeitas à alagamento periódico e são pouco ou mau drenadas (CORDEIRO; RAFAELI NETO, 2015).

O Nitossolo Háplico, antiga Terra roxa-estruturada, se caracteriza por apresentar maior profundidade e maior estabilidade dos agregados devido sua textura mais argilosa. O mesmo está presente em pequenas áreas do sistema Ponte Velha, nas regiões mais baixas da bacia.

A região é caracterizada por apresentar as quatro estações bem definidas, sendo o inverno rigoroso, marcado pela ocorrência de fortes geadas e, em alguns anos, queda de neve (PADILHA, 2017). Segundo a classificação de Koppen, o clima da região é tipo “Cfb”, mesotérmico, subtropical úmido, com verões frescos, não apresentando estação seca definida. (MOTA; BEIRSDORF; GARCEZ, 1971).

O modelo HEC-HMS requer a definição de métodos de cálculos para a realização da modelagem conceitual, os métodos de perda, de transformação, de geração do escoamento de base e o método de roteamento foram utilizados neste estudo.

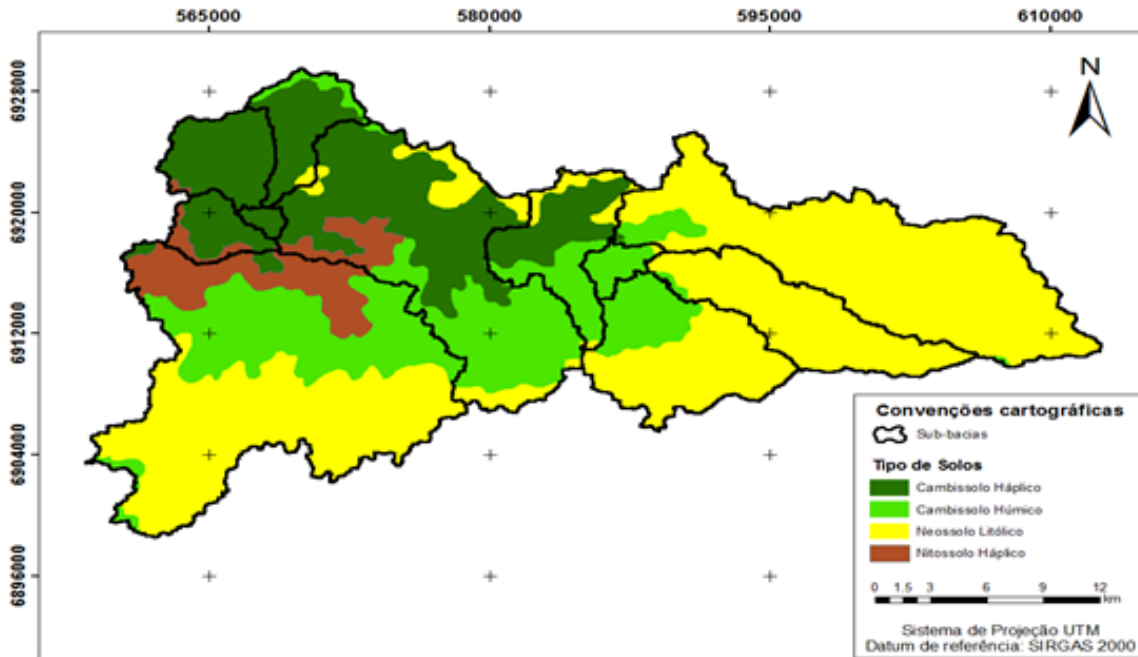


Figura 2 – Tipos de solos presentes no sistema Ponte Velha

O método de perda considerado foi SCS (*Soil Conservation Service*), o Hidrograma Unitário do SCS foi utilizado como método de transformação, para o cálculo de escoamento de base e roteamento, utilizou-se o método e o Muskingun-Cunge, respectivamente. Os cálculos envolvendo o método SCS são baseados em equações empíricas em relação a capacidade de armazenamento de água no solo e é utilizado em ampla escala mundial devido ao número reduzido de parâmetros de entrada (TUCCI, 1998). Após a definição dos métodos de cálculo, foram inseridos os dados de entrada para cada sub-bacia, sendo eles o valor CN, baseado na umidade antecedente do solo, no uso e ocupação do solo na bacia, tipo pedológico e o grupo hidrológico do solo para posterior realização da média ponderada, o tempo de concentração, o escoamento base e os fatores de perda por infiltração.

Para a calibração do modelo foi utilizada uma série de precipitação da região que compreende o período de 26/06/2008 a 17/07/2008. As vazões obtidas na seção de controle, correspondentes ao mesmo período da série de precipitação, também foram inseridas no modelo. Por fim, atribui-se as especificações de controle envolvendo o espaço temporal das séries de dados. Para a validação utilizou-se os dados de um evento ocorrido no período de 07 de maio de 2005 a 18 de junho de 2005.

Para qualificar o hidrograma calculado do hidrograma observado, o HMS disponibiliza o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) que indica estatisticamente a avaliação da qualidade do modelo. Este coeficiente é altamente recomendado pela American Society of Civil Engineers e comumente utilizado em vários trabalhos na literatura (MISSIAGGIA et. al 2017; MORIASI et al. 2007). A Equação 1 expressa a fórmula de Nash.



Tabela 3 – Média ponderada da precipitação em mm nas sub bacias 7 a 11

Estação W7	Estação W8	Estação W9	Estação W10	Estação W11
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
39,7	39,7	39,7	39,7	39,7
30,0	30,0	30,0	30,0	30,0
20,1	20,1	20,1	20,1	20,1
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
3,2	3,2	3,2	3,2	3,2
11,2	11,2	11,2	11,2	11,2
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2,8	2,8	2,8	2,8	2,8
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Na figura 3 está demonstrado o hidrograma observado e o calculado para os dados de entrada de cada sub bacia do Sistema Ponte Velha no HEC-HMS na etapa de calibração do modelo.

Com base nos parâmetros utilizados, a calibração do modelo, resultou em um Nash-Sutcliffe de 0,820. Como o valor obtido é superior a 0,75 a calibração do modelo é considerada boa e adequada (COLLISCHONN, 2001).

Além de analisar o coeficiente de Nash-Sutcliffe, é conveniente a análise do comportamento do hidrograma estimado em relação ao observado e a aproximação entre ambos (MELLO; LIMA; SILVA, 2007).

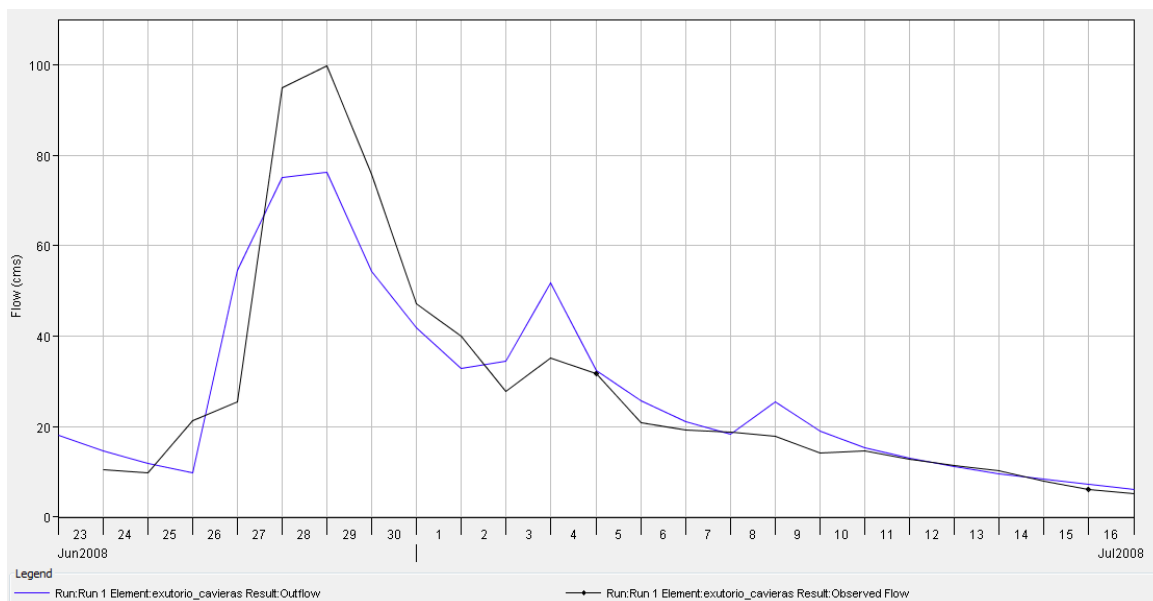


Figura 3 – Curvas das vazões estimada (linha azul) e observada (linha preta) para calibração do modelo

Depois de realizada a calibração dos parâmetros inseridos no HEC-HMS, os mesmos foram utilizados para a validação do evento. Como resultado da validação do modelo, obteve-se um coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0,405, um valor relativamente baixo. Entretanto, conforme afirma Collischonn e Tucci (2003), valores entre 0,36 e 0,75 podem ser considerados como valores aceitáveis na modelagem hidrológica, sobretudo em situações de hidrogramas de cheias.

Pode-se observar que o modelo, no período utilizado para validação, superestimou as vazões quando comparadas às vazões observadas. As curvas das vazões estimada e observada para a validação estão apresentadas na Figura 4.

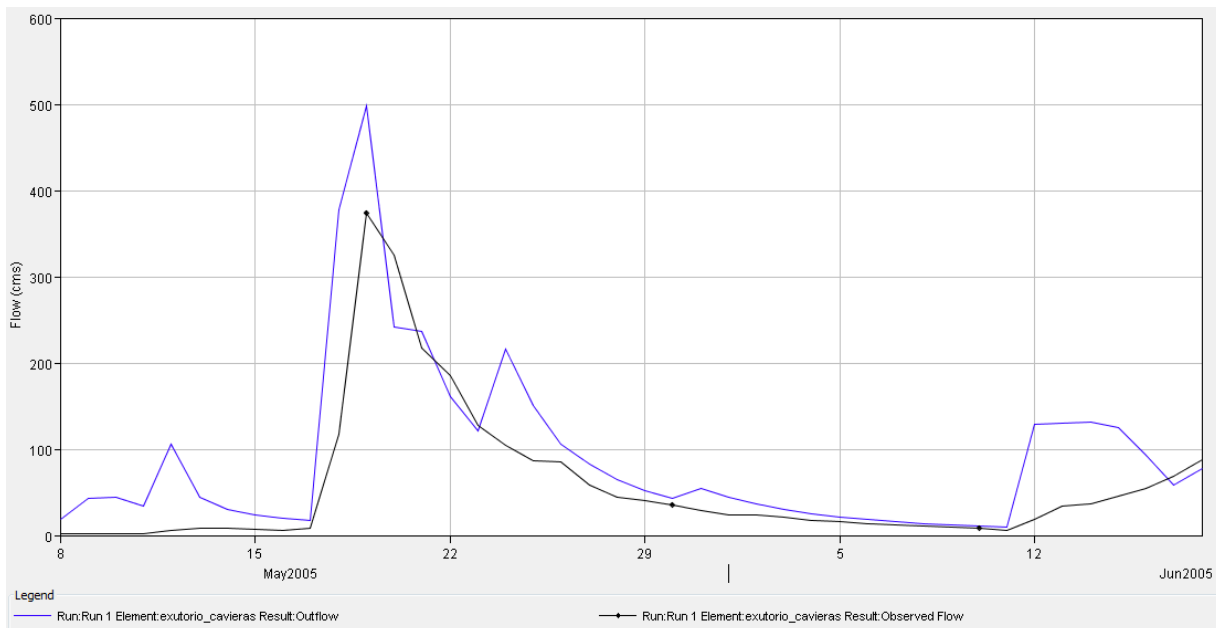


Figura 4 – Curvas das vazões estimada (linha azul) e observada (linha preta) na validação do modelo

Os resultados obtidos para a validação do modelo não representaram fielmente a realidade dos dados observados. Entre as possíveis justificativas para o resultado obtido pode estar a determinação imprecisa dos parâmetros característicos da bacia hidrográfica e também erros nos dados das séries históricas obtidas para calibração e validação.

A partir dos resultados de calibração e validação, nota-se que o hidrograma unitário SCS utilizado para representação do escoamento superficial mostrou consistência na comparação dos hidrogramas observados e calculados. Além do modelo chuva-vazão, o modelo de perda SCS se mostrou um modelo de fácil aplicação quando não se dispõe sobre muitas informações a respeito das características físicas e químicas do solo.

Compreende-se que o entendimento das características da bacia e também da alteração do escoamento a partir de intervenções na área, auxilia a elaboração de diretrizes sobre a gestão ocupacional do solo. Podendo assim, informar os impactos gerados na área em caso de migração populacional, sendo uma ferramenta de planejamento ambiental.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Conclui-se que a calibração do modelo obteve desempenho bom e adequado, conforme o valor obtido de Nash-Sutcliffe. Enquanto na validação do mesmo pode-se observar desempenho aceitável. A curva de calibração subestimou em alguns momentos os valores observados, enquanto a curva de



validação superestimou os dados reais, isto ocorre devido a determinação imprecisa dos parâmetros característicos da bacia hidrográfica e, principalmente, erros na série histórica, ademais a baixa densidade de estações de medida na região prejudica a representatividade espacial dos parâmetros hidroclimatológicos e a qualidade das simulações. Apesar disso, os modelos matemáticos utilizados podem ser considerados adequados quando analisado os valores de Nash-Sutcliffe obtidos na modelagem. A calibração das variáveis de representação do hidrograma calculado pode servir de subsídio para trabalhos futuros de previsões de inundações, alagamentos, elaboração de mapa de riscos e cenários de urbanização e gestão dos recursos hídricos.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica de grandes bacias. 2001. 270 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- CORDEIRO, M. T. A.; RAFAELI NETO, S. L. Análise do comportamento de sistemas urbanos por meio de componentes de sistemas hidrológicos. *GEOUSP – Espaço e Tempo*, São Paulo, v. 19, n. 1, p. 142-155, 2015.
- GREEN, C. H.; TOMER, M. D.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. G. Hydrologic evaluation of the Soil and Water Assessment Tool for a large tile-drained watershed in Iowa. *Transactions of the ASABE*, v.49, p.413-422, 2006.
- MARSIK, M.; WAYLEN, P. An application of the distributed hydrologic model CASC2D to a tropical montane watershed. *Journal of Hydrology*, v.330, p.481-495, 2006.
- MELLO, C.; LIMA, J.; SILVA, A. da. Simulação do deflúvio e vazão de pico em microbacia hidrográfica com escoamento efêmero. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 11, n. 4, p.410-419, fev. 2007.
- MISSIAGGIA, F. B.; ADAMI, M. V. D.; BELLADONA, R.; VARGAS, T. Calibração e validação de um modelo hidrológico para uma microbacia hidrográfica localizada na encosta superior da serra gaúcha. In: *SÍMPOSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, XXII, 2017*, Florianópolis: ABRH, p. 1-8.
- MOTA, F. S., BEIRSDORF, M. I. C., GARCEZ, J. R. B. Zoneamento agroclimático do Rio Grande do Sul e Santa Catarina: normais agroclimáticas. 1. ed. Pelotas: Instituto de Pesquisa Agropecuária do Sul, 1971
- NASH, J. E.; SUTCLIFFE, I. V. River Flow Forecasting Throigh Conceptual Models. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.
- PADILHA, V. L. Modelagem Hidrológica Orientada por eventos de inundação em Lages, SC. 2017. 172 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.
- PAIVA, R. C. D. de. Modelagem hidrológica e hidrodinâmica de grandes bacias estudo de caso: bacia do rio Solimões. 2009. 182 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- SCHEIBE, L. F. A geologia de Santa Catarina - sinopse provisória. *GEOSUL*,v. 1, n. 9, 1986.



- STACKELBERG, N. O. von; CHESCHEIR, G. M.; SKAGGS, R. W.; AMATYA, D. M. Simulation of the hydrologic effects of afforestation in the Tacuarembó River Basin, Uruguay. Transactions of the ASABE, v.50, n.3, p.455-468, 2007.
- TUCCI, C. E. M. Modelos hidrológicos. Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul, Porto Alegre: 1Ed. UFRGS, 1998.
- USACE. (2008). HEC-RAS River Analyses System. Release Notes. US Army Corps of Engineers. Hydrologic Engineering Center. Version 4.0.0. 2008.
- USACE-HEC (a). Hydrologic Modeling System, HEC-HMS v3.3 – User’s Manual, US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, September 2008.
- USACE-HEC (b). Hydrologic Modeling System, HEC-HMS – Applications Guide, US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, March 2008.
- VIOLA, M. R.; MELLO, C. R. de; ACERBI JUNIOR, F. W.; SILVA, A. M. da Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 5, n. 13, p.581-590, 16 nov. 2009. Disponível em:<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662009000500011&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 16 de outubro de 2019.



MODELAGEM HIDROLÓGICA DE UMA BACIA DA REGIÃO DO ALTO SÃO FRANCISCO UTILIZANDO O SWAT

| ID 15671 |

¹Frederico Carlos Martins de Menezes Filho, ²Ricardo Tezini Minoti, ³Gilliard Nunes

¹Universidade Federal de Viçosa, Campus Rio Paranaíba, e-mail: frederico.menezes@ufv.br; ²Universidade de Brasília, e-mail: rtminoti@unb.br; ³Universidade de Brasília, e-mail: nunes.ba70@gmail.com

| RESUMO |

Os modelos hidrológicos constituem ferramentas importantes para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos. Nesse enfoque, o presente trabalho objetivou calibrar e verificar, em escala de tempo mensal, o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para uma bacia da região do Alto São Francisco. Para o estudo foram utilizadas bases cartográficas de relevo, tipo e uso do solo, além da série histórica de vazões da bacia e de dados climáticos obtidos do *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR). Na modelagem utilizaram-se séries históricas correspondentes aos períodos de 01/01/2010 a 31/12/2011 e 01/01/2012 a 31/12/2013, para a calibração e verificação, respectivamente. A avaliação do desempenho do modelo foi realizada usando os coeficientes de Nash-Sutcliffe (NS) e percentual de viés (PBIAS). Os valores de NS e PBIAS foram de 0,51 e -0,3% para a calibração e de 0,41 e 22,6% para a verificação, indicando bom desempenho do modelo apenas para o período de calibração. Tal fato pode ser explicado pelo curto período de tempo utilizado na simulação ou ao uso restrito de dados climáticos de reanálise, recomendando-se para trabalhos futuros a ampliação da série histórica tão quanto a utilização de dados de estações climatológicas presentes na bacia. O estudo realizado, com um enfoque de análise de primeira aproximação, contribuiu com o aprimoramento do conhecimento relacionado às características hidrológicas da bacia hidrográfica e à aplicação do SWAT nessa unidade hidrográfica.

Palavras-chave: modelagem hidrológica; calibração; verificação.

| INTRODUÇÃO |

A grande pressão antrópica sobre os recursos hídricos aliada a momentos de escassez ou estiagem perfazem o cenário atual em diversas regiões do Brasil.

A substituição da vegetação nativa por culturas agrícolas pode ocasionar mudanças drásticas na estrutura e fertilidade do solo, usualmente levando à degradação ambiental (BLAINSKI *et al.*, 2017).

Nesse aspecto, o uso de modelos hidrológicos na simulação de cenários relacionados aos possíveis impactos associados às alterações ambientais, sejam as mudanças climáticas ou



modificações no uso e na ocupação do solo, possibilita uma economia significativa de recursos e tempo nas análises ambientais (MORIASI *et al.*, 2007). Ressalta-se, ainda, a possibilidade de avaliação de cenários progressivos de modificações no uso do solo e seus impactos nos recursos hídricos, permitindo a rápida tomada de decisão.

Sendo assim, os modelos hidrológicos constituem-se ferramentas poderosas para simular os efeitos dos processos na bacia hidrológica sobre o solo e recursos hídricos (SAJIKUMAR; REMYA, 2015).

Dentre a gama de modelos hidrológicos, o *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo de base física que se apoia nas características das bacias hidrológicas (BLAINSKI *et al.*, 2017). Possui a capacidade de simular longos períodos de tempo, sendo classificado como modelo contínuo (ARNOLD *et al.*, 2012). Como outros modelos distribuídos de base física, é capaz de simular as variações espaciais e temporais nos processos hidrológicos e auxiliar no entendimento dos mecanismos de influência sob os impactos do uso e ocupação do solo (LIN *et al.*, 2015).

Deste modo, o modelo permite a investigação do efeito do uso do solo no escoamento superficial, no transporte de sedimentos e na qualidade da água em bacias hidrográficas (BRIGHENTI; BONUMÁ; CHAFFE, 2016).

Consoante Santos *et al.* (2018), o funcionamento do SWAT ocorre com base na inserção de dados de entrada na interface com Sistemas de Informação Geográfica (SIG), organizados em dados geocartográficos e tabulares, os quais correspondem aos mapas de uso e cobertura da terra, mapas pedológicos, hidrografia, modelo digital de elevação (MDE) e dados climáticos.

Segundo Arnold *et al.* (2012), o modelo foi desenvolvido com um comando de estrutura capaz de dividir a área de estudo em unidades homogêneas chamadas Unidades de Resposta Hidrológica (URH). Cada uma dessas unidades tem componentes climáticos, edáficos, topográficos, vegetais e de manejo do solo, possibilitando a simulação de vazão, sedimentos e nutrientes em diferentes níveis (BLAINSKI *et al.*, 2017).

As respostas de cada URH (escoamento, sedimentos e nutrientes) são calculadas de modo separado e somadas para obtenção da carga total da sub-bacia (PERAZZOLI; PINHEIRO; KAUFMANN, 2013).

Nos últimos anos, a grande utilização do SWAT no Brasil tem sido verificada, como aponta Bressiani *et al.* (2015), sendo a maioria dos estudos destinados a bacias do Sul e Sudeste do país.

A mesorregião do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, pertencente ao estado de Minas Gerais, é uma das primeiras áreas do cerrado e da região sudeste do país a passar pelo processo de modernização da agricultura, como afirma Melo (2005), sendo avaliada como uma das regiões agrícolas mais desenvolvidas do país.



Contida em parte desta área se encontra a região dos afluentes mineiros do Alto São Francisco. A referida região possui quanto ao tipo de uso do solo cerca de 44,5% de sua área destinada a estabelecimentos agropecuários, seguida de pastagens, com 32,5 % (CBHSF, 2016). Tal cenário abarca o uso intensivo dos recursos hídricos pela irrigação e alterações importantes no regime hidrológico das bacias hidrográficas, seja pelo desmatamento do bioma cerrado ou pela expansão das pastagens.

O presente trabalho objetivou calibrar e validar, em escala de tempo mensal, o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para a uma bacia do Alto São Francisco; avaliando também a utilização de dados climáticos de reanálise (CFSR).

| MATERIAL E MÉTODOS |

Região de estudo

O estudo foi realizado em uma sub-bacia do Rio São Francisco, a bacia do Rio Indaiá, contida na região fisiográfica do Alto São Francisco. A área de estudo está localizada preponderantemente na mesorregião do Alto Paranaíba, em Minas Gerais, com seção de controle no posto fluviométrico Barra do Funchaal, código 40930000, localizada nas coordenadas latitude 19.39° e longitude 45.89° no município de São Gotardo-MG, totalizando uma área de 875,5 km² (Figura 1).

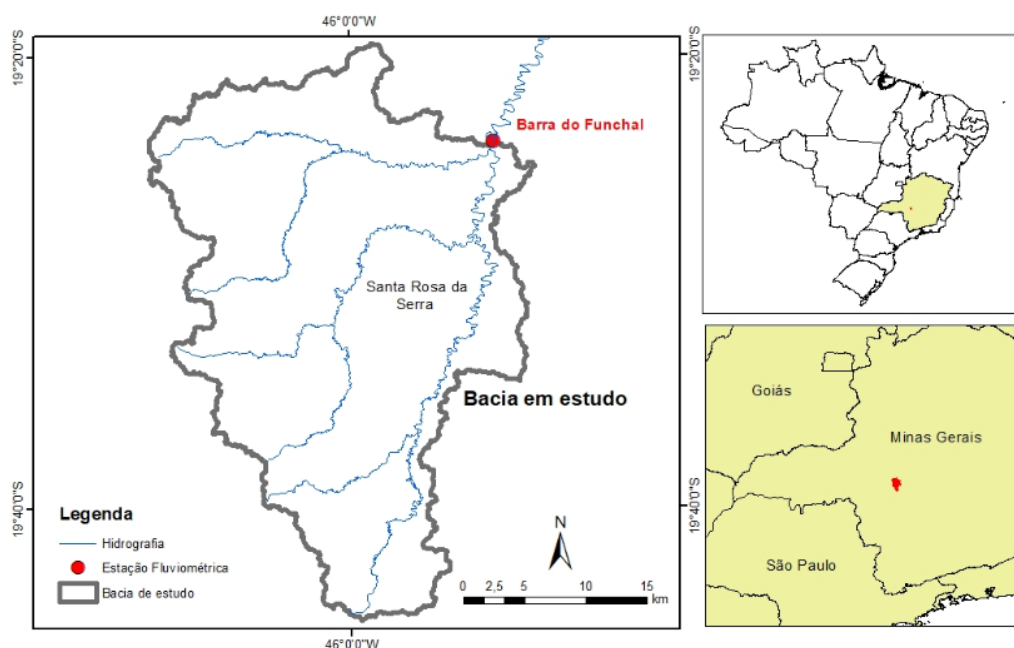


Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Indaiá em Minas Gerais. Fonte: Elaborado pelos autores.



Obtenção dos mapas e dados da estação fluviométrica

De modo a empreender a utilização do modelo SWAT por meio da extensão ARCSWAT, obtiveram-se dados e mapas em diversas fontes, consoante à Tabela 1.

Tabela 1: Informações sobre os dados e mapas

Arquivo	Tipo	Fonte
Dados	Estação Fluviométrica	HIDROWEB/SNIRH
Mapa	Imagem SRTM	Earth Explorer
Mapa	Uso de Solo	TerraClass Cerrado
Mapa	Tipo de Solo	EMBRAPA
Dados	Climatológicos	Global Weather

Fonte: Elaborado pelos autores.

A série histórica de vazões observadas na estação fluviométrica Barra do Funchal, definida para o estudo, fora obtida através do HIDROWEB da Agência Nacional de Águas (ANA), e reorganizada para a verificação dos períodos de inconsistência de dados, além da obtenção das vazões médias mensais em planilha eletrônica.

O mapa do modelo digital de elevação (MDE) foi utilizado para a delimitação da bacia hidrográfica. As imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), necessárias para a geração do MDE na plataforma SIG, foram obtidas através do *Earth Explorer* (<https://earthexplorer.usgs.gov/>).

Quanto ao mapa de uso e ocupação do solo, por se tratar de uma região pertencente ao bioma cerrado, dispôs-se da utilização do mapa (raster) oriundo do projeto TerraClass Cerrado – mapeamento do uso e cobertura vegetal do cerrado, disponível no site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (<http://www.dpi.inpe.br/tccerrado/index.php?mais=1>). Para a utilização dos dados de uso e cobertura do solo, procederam-se as devidas correspondências entre as classes de uso e cobertura das imagens TerraClass e as classes disponibilizadas pelo SWAT, e do banco de dados derivado do trabalho de Ferrigo (2014).

Na Tabela 2 apresentam-se as correspondências entre as classes de uso do solo do projeto TerraClass e as dispostas no modelo SWAT.



Tabela 2: Correspondência entre classes de uso do TerraClass e do modelo SWAT

Classe de uso (TerraClass)	Correspondência no modelo SWAT
Agricultura Anual	AGRL (Agricultural Land-Generic)
Agricultura Perene	AGRC (Agricultural Land-Close-Grown)
Água	WATR (Water)
Mineração	URHD (Residential-High Density)
Mosaico de ocupações	URBN (Residential)
Não observado	URLD (Residential-Low Density)
Natural	RNGB (Cerrado)
Pastagem	PAST (Pasture)
Silvicultura	FRST (Forest-Mixed)
Solo exposto	URLD (Residential-Low Density)
Urbano	URHD (Residential-High Density)

Fonte: Ferrigo (2014).

O mapa de solos foi obtido por meio do sítio do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas (IBGE), elaborado pela Diretoria de Geociências do referido instituto em parceria com a Embrapa. Tal mapa na escala de 1:5.000.000, apresenta a nomenclatura e as especificações recomendadas pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solo (SBCS).

Os dados climatológicos (precipitação, temperatura, vento, umidade relativa e radiação solar) foram obtidos no site *Global Weather Data for SWAT* (<https://globalweather.tamu.edu/>), por meio do *NCEP Climate Forecast System Reanalysis (CFSR)*, para o período de 2009 a 2013. Para a região de estudo, duas estações com dados foram localizadas. Tais dados não apresentaram falhas para o período requerido e estas foram analisadas por meio do programa *NotePad++*. A Figura 2 ilustra os dados pluviométricos de uma das estações no período de 2009 a 2013.

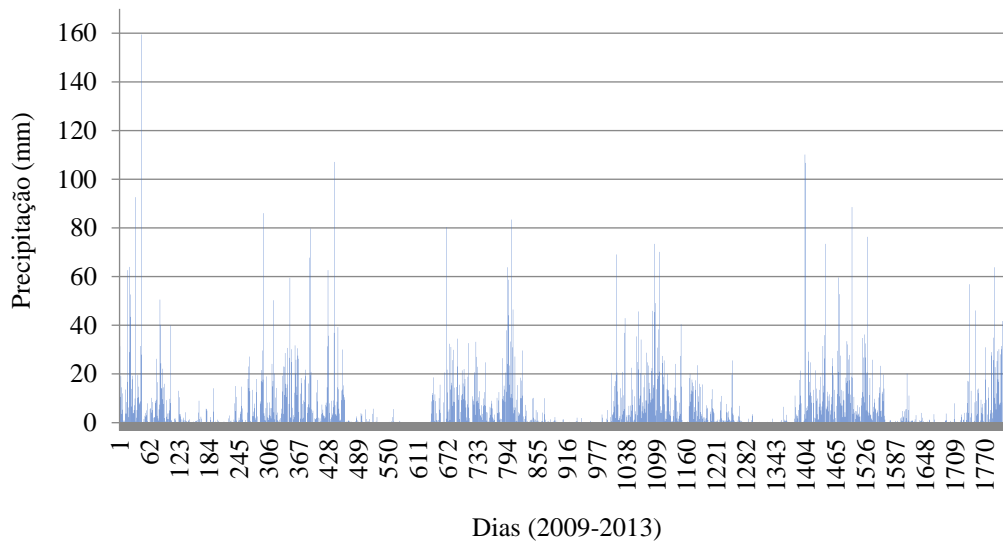


Figura 2: Dados pluviométricos obtidos do CSFR em uma das estações. Fonte: Elaborado pelos autores.

Processamento no SWAT

A primeira etapa empreendida no modelo hidrológico SWAT, consistiu no carregamento do modelo digital de elevação. A base de dados utilizada, elaborada por Ferrigo (2014), estruturada para utilização na região do Distrito Federal e aplicação no bioma do cerrado, contém tabelas de transcrição da simbologia de parâmetros observados no Brasil para a simbologia aceita pela interface do SWAT. Com a inserção do MDE, obteve-se a direção do fluxo de escoamento através da ferramenta Archidro do ArcGIS, presente na extensão ARCSWAT utilizada neste trabalho.

A delimitação da bacia foi realizada de forma automática pelo programa em função da direção do escoamento, após a definição do exutório da bacia definida pela estação fluviométrica Barra do Funchal.

Na etapa seguinte foram geradas as Unidades de Resposta Hidrológica (URH), que são células de conteúdo homogêneo e que apresentam, consoante Collischonn *et al.* (2007), a mesma combinação de declividades, tipos de solo e usos de solo, independentemente de sua localização.

A última etapa foi a inserção dos dados climáticos diários de precipitação, radiação solar, temperatura, umidade relativa e velocidade média do vento, obtidos do Global Weather.

Inicial no SWAT

Em virtude do conjunto de dados relacionados à série histórica ser reduzido, apenas 5 anos, e o modelo necessitar de um período de aquecimento, definiu-se apenas o ano de 2009 como “warm-up”. Desse modo, para as simulações, tal ano não é apresentado nos hidrogramas gerados pelo



modelo. Definiram-se os anos de 2010 a 2011 para a calibração e os anos de 2012 e 2013 para a verificação.

Procedeu-se, então, a simulação inicial para o período de 2010 a 2013, contemplando a comparação entre as vazões observadas e simuladas mensais sem calibração. O desempenho do modelo, tanto para essa simulação inicial como para as demais simulações, foi avaliado por meio do coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) e do percentual de viés das vazões observadas em relação às vazões simuladas (PBIAS), obtidos pelas Equações (1) e (2).

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{méd})^2} \right] \quad (1)$$

Onde: Y_i^{obs} = valor observado da vazão avaliada no intervalo de tempo i , Y_i^{sim} = valor simulado da vazão avaliada, $Y_i^{méd}$ = vazão média da série avaliada e n é o número de registros.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{k=1, n}^n (Q_{k, obs} - Q_{k, sim})(100)}{\sum_{k=1, n}^n (Q_{k, obs})} \right] \quad (2)$$

Onde: $Q_{k, obs}$ = valor observado da vazão avaliada no intervalo de tempo i , $Q_{k, sim}$ = valor simulado da vazão avaliada.

Análise de sensibilidade e calibração

A análise de sensibilidade e a calibração do modelo foram realizadas utilizando-se o programa SWAT-CUP. A rotina de calibração utilizada neste trabalho, definida no SWAT-CUP, foi o algoritmo SUFI-2 (Sequential Uncertainty Fitting). A utilização desse algoritmo compreendeu simulações com uma faixa de valores para os parâmetros definidas pelo usuário no intuito de mapear as incertezas dos parâmetros e obter dados medidos com intervalo de predição em nível de 95% de confiança (95PPU), usando para isso o método do hipercubo latino (ABBASPOUR et al., 2007). Cada valor de parâmetro selecionado é substituído internamente ao projeto do SWAT e o processo é realizado “n” vezes, conforme escolha do usuário (BRIGHENTI, BONUMA e CHAFFE, 2016). A análise de sensibilidade e calibração ocorreu para os anos de 2010 a 2011, contemplando 19 parâmetros e 1900 simulações, apresentados na Tabela 3 com os respectivos intervalos de variação.

O processo foi realizado de modo automático pela utilização do SUFI-2, buscando-se a maximização da função objetivo selecionada, a saber o coeficiente estatístico Nash-Sutcliffe (NS) (NASH, SUTCLIFFE, 1970). Além de apresentar a cada simulação os parâmetros mais sensíveis, a



ferramenta também disponibilizou o conjunto ótimo dos valores dos parâmetros, a melhor simulação, bem como novos valores dos parâmetros para uma posterior simulação. Foram realizadas diversas simulações por cada iteração, até que a função objetivo se estabilizasse ou um valor adequado fosse alcançado.

Tabela 3: Relação dos parâmetros utilizados na análise de sensibilidade do SWAT

Parâmetro	Descrição	Intervalo de variação
CN2	Curva número inicial de umidade do solo (AMCII)	-0,3 - 0,2
SOL_AWC	Armazenamento de água no solo (mmH ₂ O mmsolo-1)	-0,2 - 0,5
ESCO	Coefficiente de compensação de evaporação de água no solo	0-1
GW_DELAY	Intervalo de tempo para recarga do aquífero (dias)	0-500
GW_QMN	Nível limite de água no aquífero livre para ocorrer o fluxo de retorno (mm)	0-5000
GW_REVAP	Coefficiente de ascensão de água à zona de saturação	0,02-0,2
CANMAX	Água interceptada (mm)	0-100
SURLAG	Coefficiente de retardamento do escoamento superficial direto	0,05-24
CH_N2	Coefficiente de Manning para o canal principal	-0,01-0,3
CH_K2	Condutividade efetiva do canal (mm.h-1)	-0,01-500
ALPHA_BF	Fator do fluxo de base	0,0 - 1,0
ALPHA_BNK	Fator alfa para o armazenamento marginal	0,0 - 1,0
SOL_K	Condutividade hidráulica no solo saturado	-1,95 - 0,8
SOL_BD	Densidade aparente no solo	-0,93 - -0,6
SHALLST	Profundidade inicial do aquífero raso	0,0 - 50.000
GWHT	Altura inicial da água subterrâneo	0,0 - 25
DEEPST	Profundidade inicial de água no aquífero profundo (mmH ₂ O)	0,0 - 50.000
ANION_EXCL	Porosidade do solo onde ânions são excluídos	0,01 - 1.0
REVAPMN	Percolação para o aquífero profundo	0.0 - 500

Verificação do modelo

A verificação do modelo consistiu em executar o modelo com os parâmetros calibrados na etapa anterior para um período distinto daquele usado anteriormente. Para a verificação, o período utilizado foi de 2012 a 2013.

Neste trabalho, para avaliação do desempenho do modelo, tanto na fase de calibração quanto na verificação, dispôs-se da utilização do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) e do percentual de viés, PBIAS, ambos classificados conforme os valores apresentados na Tabela 4.



Tabela 4: Classificação do modelo consoante os valores de NSE e PBIAS obtidos

Classificação	NSE	PBIAS (%)
Muito bom	$0,75 < NSE < 100$	$PBIAS < 10$
Bom	$0,65 < NSE < 0,75$	$10 < PBIAS < 15$
Satisfatório	$0,5 < NSE < 0,65$	$15 < PBIAS < 25$
Inadequado	$0,5 > NSE$	$PBIAS > 25$

Fonte: Adaptado de Moriasi et al. (2007).

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Na Figura 3, apresenta-se a simulação inicial com os períodos de calibração e verificação utilizados.

Na primeira simulação realizada pelo modelo, referente ao período de 2010 a 2013, obtiveram-se os valores de NSE e PBIAS apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Métodos estatísticos de performance do modelo – simulação inicial

NS	PBIAS
-3,61	-173,0

Fonte: Elaborado pelos autores.

Partiu-se, então, para a análise de sensibilidade contemplando 19 parâmetros (Tabela 3), realizando para tal 1900 simulações no software SWAT-CUP, por meio do algoritmo SUFI-2. Após as simulações, com base na análise dos resultados gerados pela análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo (Figura 4), pautada nos resultados de p-value e t-stat, estabeleceu-se os dez parâmetros mais sensíveis a serem utilizados no processo de calibração, a saber: GW_DELAY, CN2, SOL_K, ESCO, CANMX, SOL_AWC, SHALLST, ALPHA_BF, GWQMN e CH_K2.

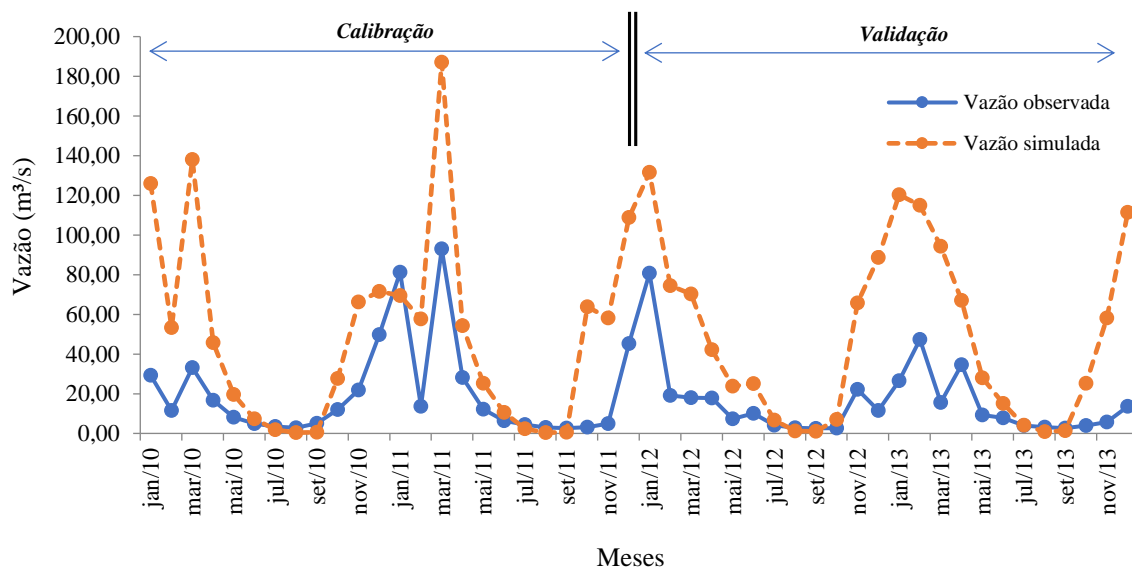


Figura 3: Vazões observadas e simuladas para estação Barra do Funchal (São Gotardo-MG). Fonte: Elaborado pelos autores.

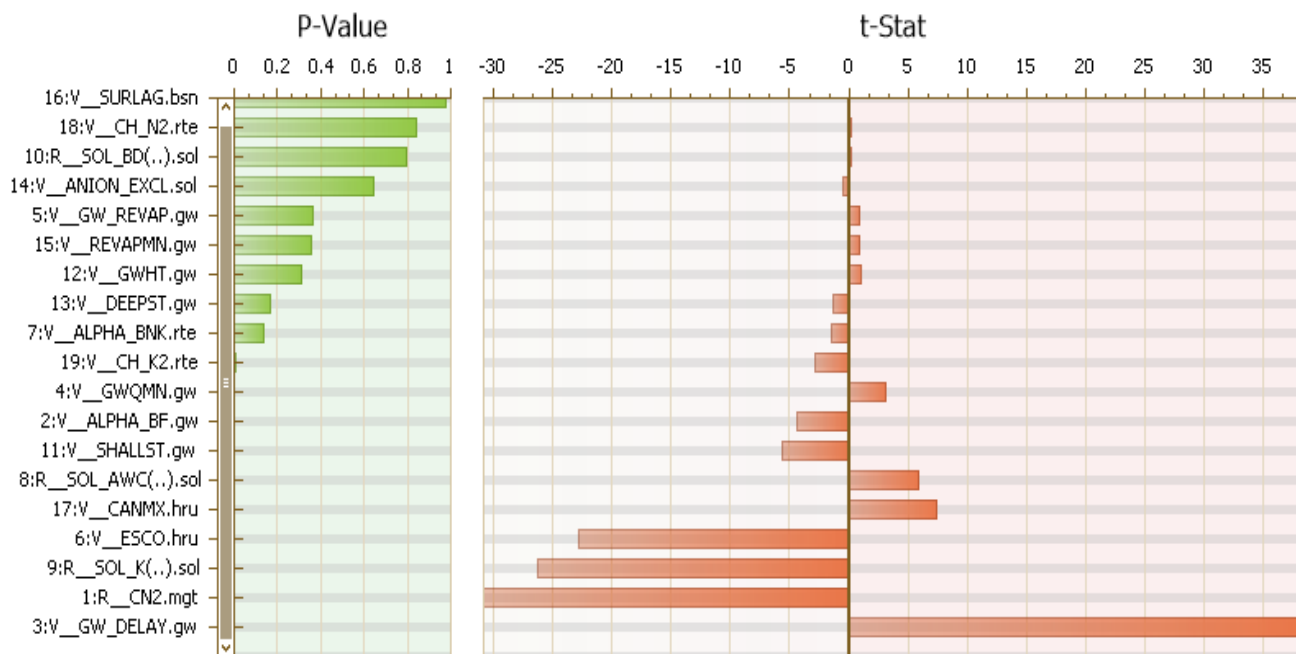


Figura 4: Gráfico ilustrativo para a análise de sensibilidade gerada pelo SWAT-CUP.

Na Figura 5 apresentam-se os hidrogramas observados e simulados decorrentes da simulação para a análise de sensibilidade. Diferentemente da simulação inicial, houve uma melhora significativa do ajuste entre os dados observados e simulados, com o aumento do NS para 0,48.

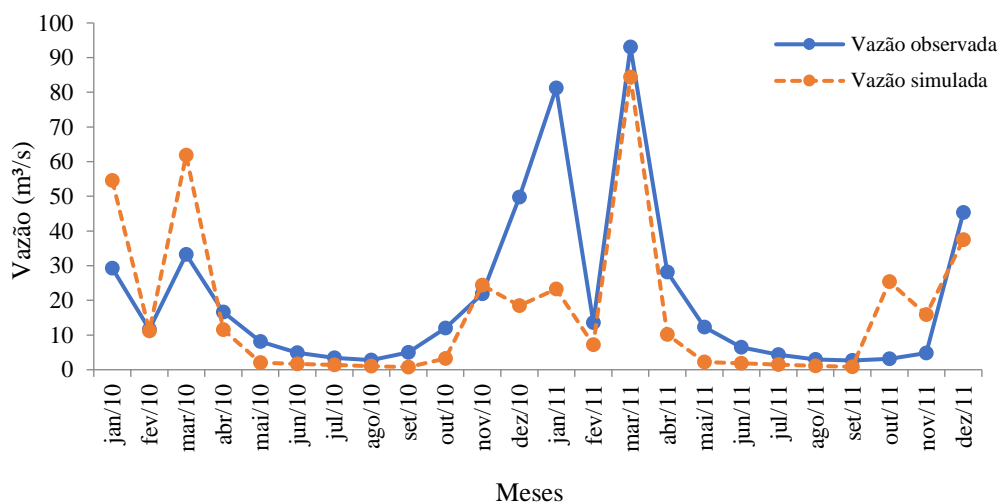


Figura 5: Vazões observadas e simuladas relativas à análise de sensibilidade. Fonte: Elaborado pelos autores.

Partiu-se para a calibração com os dez parâmetros mais sensíveis realizando 1000 simulações a cada iteração. Após a iteração 1, tentou-se reduzir o número de simulações para 300, mas os resultados não foram satisfatórios, retornando à terceira iteração com 1000 simulações. As estatísticas descritivas das iterações são apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6: Estatísticas descritivas de performance do modelo

Iteração	NS	PBIAS
1	0,48	-0,7
2	0,22	-61,6
...
...
7	0,50	-4,0
8	0,51	-6,2
9	0,51	-0,3

Fonte: Elaborado pelos autores.

O processo de calibração buscou ajustar o modelo tendo como variável de controle a vazão, avaliando-se para tal o coeficiente de Nash-Sutcliffe e o PBIAS por meio de iterações sucessivas. Após a oitava iteração, já com NS satisfatório no valor de 0,51, executou-se mais uma iteração, permanecendo o valor constante (Tabela 6). Sendo assim, partiu-se para o processo de verificação.

A Figura 6 ilustra os hidrogramas observados e simulados para os parâmetros calibrados na iteração de número 9.

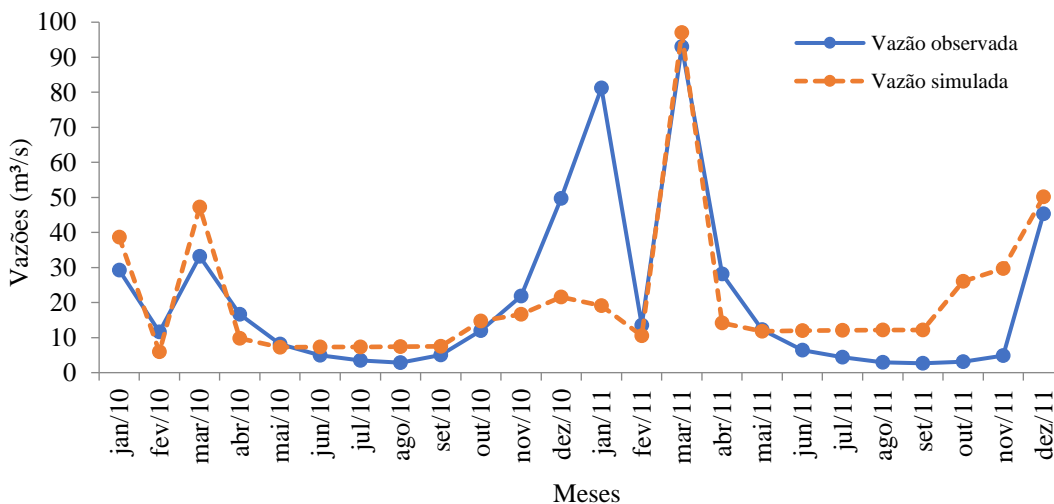


Figura 6: Vazões observadas e simuladas relativas à calibração final. Fonte: Elaborado pelos autores.

De posse dos parâmetros calibrados, partiu-se para a verificação considerando o período de 2012 a 2013. A Tabela 7 apresenta as estatísticas descritivas da verificação.

Tabela 7: Estatísticas descritivas de performance do modelo – verificação

NSE	PBIAS
0,41	22,6

Fonte: Elaborado pelos autores.

As vazões simuladas e observadas para o período de verificação estão apresentadas na Figura

7.

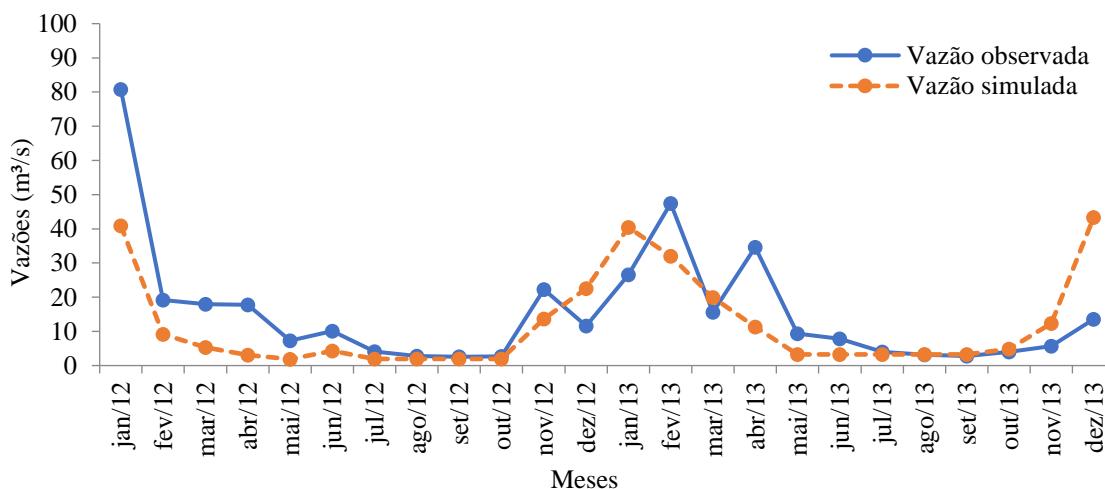


Figura 7: Vazões observadas e simuladas relativas à verificação (2012-2013). Fonte: Elaborado pelos autores.



Na Tabela 8, apresenta-se um resumo entre as médias aritméticas e desvios-padrão entre as vazões observadas e simuladas para a simulação inicial, calibração e verificação.

Tabela 8: Estatísticas descritivas de performance do modelo

Etapa	\bar{Q} obs. (m ³ /s)	\bar{Q} sim. (m ³ /s)	σ obs.	σ sim.
Simulação inicial (2010-2013)	18,13	49,50	21,18	45,84
Calibração (2010-2011)	20,70	20,76	24,04	20,04
Validação (2012-2013)	15,57	12,04	17,50	13,44

Fonte: Elaborado pelos autores.

De modo geral, as vazões médias simuladas e observadas para o período de calibração foram próximas, diferindo-se para o período de verificação. Tais causas do reduzido valor de NS para o período de verificação podem estar relacionadas ao curto intervalo de tempo utilizado na modelagem e, também, ao uso restrito de dados climáticos de reanálise.

Fukunaga et al. (2015) corroboram a redução das estatísticas de performance do modelo para o período de validação, já que os parâmetros foram otimizados no período de calibração sob diferentes condições da fase de validação.

Acerca dos dados climáticos, observou-se divergência de resultados na literatura quanto à precisão da utilização desta fonte. Enquanto Fuka et al. (2014) afirmam que os dados provenientes do CFSR correspondem a resultados iguais ou superiores aos obtidos de estações climáticas convencionais, Dile e Srinivasan (2014) afirmam que a forma convencional de utilização de dados observados possui melhor precisão.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Os resultados obtidos, em abordagem de primeira aproximação, demonstraram que o modelo SWAT aplicado a uma bacia do Alto São Francisco, com seção de controle no posto fluviométrico Barra do Funchal, apresentou um bom desempenho na simulação mensal na fase de calibração, com valor de NS de 0,51 e PBIAS de -0,3%. Para o referido período os valores médios de vazão simulados e observados diferiram pouco, demonstrando a representatividade do modelo na fase de calibração.

Todavia, na fase de verificação o modelo não conseguiu representar de maneira satisfatória as vazões observadas na estação.

Tal resultado pode estar vinculado ao curto período de tempo utilizado no processo de modelagem; tão quanto a utilização específica de dados climatológicas de reanálise. Para estudos



futuros na bacia, recomenda-se a verificação de estações climatológicas e pluviométricas na bacia e utilização dos respectivos dados, no intuito de se validar o modelo hidrológico construído.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Arnold, J. G.; Kiniry, J. R.; Srinivasan, R.; Williams, J. R.; Haney, E. B.; Neitsch, S.; 2012. Soil and Water Assessment Tool input/output file Documentation: Version 2012. Texas: Texas Water Resources Institute, 654 p.
- Blainski, E.; Porras, E. A. A.; Garbossa, L. H. P.; Pinheiro, A.; 2017. Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 22, e33, <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716110>.
- Bressiane, D. A.; Gassman, P. W.; Fernandes, J. G.; Garbossa, L. H. P.; Srinivasan, R.; Bonumá, N. B.; Mendiondo, E. M.; 2015. A review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects. *Int J Agric & Biol Eng*, vol. 8, no. 3. 27 p.
- Brighenti, T. M.; Bonumá, N. B.; Chaffe, P. L. B.; 2016. Calibração hierárquica do modelo SWAT em uma bacia hidrográfica Catarinense. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. RBRH, vol. 21, nº1, Porto Alegre, p. 53-64.
- CBHSF. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. 2016. Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco. Alagoas, 300 p.
- Collischonn, W.; Allasia, D.; Da Silva, B. C.; Tucci, C. E. M.; 2007. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modelling. *Revista Hydrological Sciences Journal*, v. 52, n. 5. p. 878-895.
- Dile, Y. T.; Srinivasan, R.; 2014. Evaluation of CFSR climate data for hydrologic prediction in data scarce watersheds: an application in the Blue Nile river basin. *Journal of the American Resources Association*, v. 50, n. 5, p. 1226-1241.
- Ferrigo, S.; 2014. Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática – Estudo de caso da Bacia do Lago Descoberto. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Brasília, 165 p.
- Fuka, D. R.; Easton, M.; Walter, M. T.; Macalister, C.; Degaetano, T. A.; Steenhuis, T. S.; 2014. Using the climate forecast system reanalysis as weather input data for watershed models. *Revista Hydrological Processes*, v. 28, n.22, p. 5613-5623.
- Fukunaga, D. C.; Cecílio, R. A.; Zanetti, S. S.; Oliveira, L. T.; Caiado, M. A. C.; 2015. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. *Catena*, 125, 206-213.
- Lin, B.; Chen, X.; Yao, H.; Chen, Y.; Liu, M.; Gao, L.; James, A.; 2015. Analyses of landuse change impacts on catchment runoff using different time indicators based on SWAT model. *Ecological Indicators*, v. 58, p. 55-63.
- Melo, R. F.; 2005. Análise do desenvolvimento rural na região do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba: caracterização dos municípios com base em indicadores populacionais, econômicos, ambientais e de bem-estar social. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Uberlândia. Instituto de Economia. Uberlândia, 138 p.
- Moriasi, D. N.; Arnold, J. G.; Van Liew, M. W.; Bingner, R. L.; Harmel, R. D.; Veith, T. L.; 2007. Model evaluation for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE*, v. 50, n. 3, p. 885-900.



- Nash, J. E.; Sutcliffe, J. E.; 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles. *J. Hydrol.*, v. 10, n. 3, p. 282-290.
- Pereira, D. D. R.; Martinez, M. A.; Almeida, A. Q.; Pruski, F. F.; Silva, D. D.; Zonta, J. H.; 2014. Hydrological simulation using SWAT model in headwater basin headwater basin in southeast Brazil. *Revista Engenharia Agrícola*, v. 34, n. 4, p. 784-799.
- Perazzoli, M.; Pinheiro, A.; Kaufmann, V.; 2013. Efeitos de cenários de uso do solo sobre o regime hídrico e produção de sedimentos na bacia do Ribeirão Concórdia - SC. *Revista Árvore*, v. 37, n. 5.
- Santos, J. T. S.; Nunes, H. G. G. C.; Pontes, A. K. S.; SOUSA, A. M. L.; 2018. O modelo SWAT como ferramenta para a gestão de recursos hídricos: um exemplo aplicado no rio Apéu, Castanhal/PA. *REGA*, Porto Alegre, v. 15, e2.
- Sajikumar, N.; Ajikumar, N.; Remya, R. S.; 2015. Impact of land cover and land use change on runoff characteristics. *Journal of Environmental Management*, v.161, p. 460-468.



OUTORGA E ALOCAÇÃO NEGOCIADA DE RECURSOS HÍDRICOS NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS FORMOSO/TO, JARDIM/DF E ENTRE RIBEIROS/MG

| ID 15674 |

Nicole John Volken¹, Adaiane Pereira de Souza², Ayla Fernanda Meireles de Andrade³, Álvaro de Moura Goulart⁴, Wesley Gabrieli de Souza⁵; Antônio de Almeida Nobre Junior⁶

1Universidade de Brasília, Mestranda em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, e-mail: nicolejvolken@gmail.com; 2Universidade de Brasília, Mestranda do Programa Profágua, e-mail: adaianepsouza@hotmail.com; 3Universidade de Brasília, Mestranda do Programa Profágua, e-mail: ayla.fmeireles@gmail.com; 4Universidade de Brasília, Mestrando do Programa Profágua e-mail: alvarogoulart3@gmail.com; 5Agência Nacional de Águas, Especialista em Recursos Hídricos, e-mail: wesley.souza@ana.gov.br; 6 Universidade de Brasília, Professor da Universidade de Brasília, e-mail: nobrejr@unb.br.

| RESUMO |

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), Lei Federal nº 9.433/1997, estabelece seis instrumentos principais para a gestão integrada dos recursos hídricos, Art. 5º: I - Plano de Recursos Hídricos; II - Enquadramento em classes dos corpos de água, segundo os usos preponderantes da água; III - Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; IV - Cobrança pelo uso de recursos hídricos; V - Compensação a municípios; VI - Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos. A outorga de direitos de uso de recursos hídricos tem como objetivos garantir o uso da água de forma controlada, quantitativamente e qualitativamente, para atender tanto a necessidade dos usuários quanto manter o equilíbrio ambiental, e efetiva-se por ato do órgão competente do Poder Executivo Federal, dos Estados ou do Distrito Federal; sendo o instrumento de análise da disponibilidade hídrica para o planejamento territorial sustentável. Em casos de os corpos d'água serem de domínio da União, a autoridade outorgante é a Agência Nacional de Águas (ANA). No caso das regiões objeto desse estudo, as entidades outorgantes são estaduais e distrital. No Estado de Minas Gerais é atribuição do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Igam); no Estado do Tocantins, incumbe ao Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins); e, no Distrito Federal, a competência é da Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa). Para determinação do volume de água a ser outorgado é necessário analisar a disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica. Todavia, para a determinação da disponibilidade hídrica, dada a variabilidade das vazões ao longo do tempo, deve-se definir qual método hidrológico de observação das vazões usar entre os diferentes métodos disponíveis. No Estado do Tocantins, quando se analisa disponibilidades das águas superficiais, de acordo com Decreto Estadual nº 2.432/2005, a vazão outorgável é 75% da Q_{90} . No Estado de Minas Gerais, de acordo com as Portarias do Igam nº 10/1998 e nº 07/1999, a vazão de outorgável corresponde a 30% da vazão de referência $Q_{7,10}$ para captações a fio d'água. No Distrito Federal, a Resolução Adasa nº 350/2006, para os usos de águas superficiais, define que a vazão outorgável corresponde a até 80% das vazões de referência $Q_{7,10}$, Q_{90} , Q_{95} ou Q_{mmm} . Contudo, para as vazões outorgáveis podem ser estabelecidos critérios mais restritivos, por conta de especificidades da bacia hidrográfica, aspectos de uso e ocupação do solo e alocação negociada para mediação de conflitos. Em situações atípicas, a ocorrência de eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais, em que a disponibilidade de água passa a ser inferior a demanda, a alocação negociada de água é um expediente efetivo cada vez mais empregado



para gestão de conflitos e regularização dos múltiplos usos da água. Este estudo buscou realizar uma comparação da alocação negociada de água, causas e as consequências, entre as bacias hidrográficas do rio Formoso/TO, rio Jardim/DF e ribeirão Entre Ribeiros/MG, que possuem relevância por conta da produção agrícola em suas regiões. Foram analisados estudos técnicos que relatam o processo de implantação da alocação negociada de água, planos de recursos hídricos, artigos, documentos e relatos de agentes envolvidos com a gestão das águas nessas bacias hidrográficas. Constatou-se que, em todos os casos, a crise hídrica foi causada pela associação de elevada demanda de água para a irrigação, períodos prolongados de escassez de chuvas e deficiências na gestão dos recursos hídricos. Para solucionar os conflitos, o poder público, usuários e as comunidades optaram pelo processo de alocação negociada da água, adotando diferentes mecanismos, como o sistema de rodízio na captação de água, construção de novos reservatórios, implantação de sistema de monitoramento automatizado e telemétrico para controle das vazões das captações e remanescentes, que obtém novos dados que alimentem o sistema de informação. Embora, as causas das crises hídricas sejam bastante semelhantes, as soluções adotadas nos processos de alocação negociada da água podem ser bastante distintas, de acordo com a realidade de cada região, nos curtos e médios prazos. Este trabalho ressalta a importância do instrumento de outorga e do processo de alocação negociada para a gestão dos recursos hídricos, descentralizada e participativa, em situação de escassez hídrica, para evitar os conflitos entre os usuários, assegurar os usos múltiplos e garantir vazão remanescente mínima para a conservação e proteção de ecossistemas aquáticos. Recomendam-se diretrizes específicas para alocação negociada da água formuladas pelos órgãos reguladores de recursos hídricos de todos os Estados da Federação.

Palavras-chave: Agricultura irrigada; Crise hídrica; Gestão de conflitos.

| INTRODUÇÃO |

Segundo a Constituição Federal de 1988, a água é um bem de domínio ou da União (Art. 20) ou dos estados (Art. 26). A Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), conhecida como Lei das Águas, estabelece que a água é um bem de domínio público (Art.1º, I). Tais dispositivos legais configuram-se nos principais argumentos que sustentam a implementação da chamada outorga de direito de uso de recursos hídricos (ANA, 2011).

Na Lei das Águas, para aplicar seus fundamentos, objetivos e diretrizes de ações, estabeleceram-se seis instrumentos principais, Art. 5º: I - Plano de Recursos Hídricos; II - Enquadramento em classes dos corpos de água, segundo os usos preponderantes da água; III - Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; IV - Cobrança pelo uso de recursos hídricos; V - Compensação a municípios; VI - Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos. Nas Seções de I a VII da PNRH, os instrumentos são conceituados, apresentados princípios, diretrizes, prioridades e objetivos. Oportunamente, na Seção V, o instrumento de compensação a municípios foi vetado, sendo tratado em outras normas (BRASIL, 1997). A Lei nº 1.307, de 22 de março de 2002, dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos do Tocantins. A Lei nº 13.199, de 29 de janeiro de 1999, dispõe



sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais. E, a Lei nº 2.725, de 13 de julho de 2001, institui a Política de Recursos Hídricos do Distrito Federal.

A outorga é o instrumento regulatório da PNRH e das políticas estaduais e distrital, que tem o objetivo de assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos múltiplos usos da água. O usuário para garantir o direito de acesso a água, por exemplo, para a irrigação de áreas de cultivo agrícola, tem que solicitar a outorga ao poder público, seja ele federal, estadual ou distrital. Em casos de corpos d'água de domínio da União, a autoridade outorgante é a Agência Nacional de Águas (ANA). No Estado de Minas Gerais é atribuição do Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Igam). No Estado do Tocantins, incumbe ao Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins). E, no Distrito Federal, a competência é da Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do DF (Adasa).

Os Planos de Recursos Hídricos (PRH) são instrumentos de planejamento estratégico, que em seu conteúdo mínimo devem constar as prioridades para outorga, metas de racionalização e proposição de áreas sujeitas à restrição de uso, dentre outras diretrizes. O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes dos recursos hídricos, condiciona a análise das outorgas quanto aos aspectos de qualidade das águas, no caso do uso de corpos hídricos para a diluição de efluentes. A outorga está relacionada com a cobrança pelo uso das águas, a partir do momento em que a Lei das Águas determina que os usos de recursos hídricos a serem cobrados são aqueles sujeitos à outorga. E, o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (SIRH) deve armazenar as informações relevantes à análise dos pedidos de outorga, sobre as demandas autorizadas nas bacias hidrográficas do País, por meio das outorgas emitidas pelos órgãos gestores de recursos hídricos, bem como dados de oferta hídrica (Figura 1).

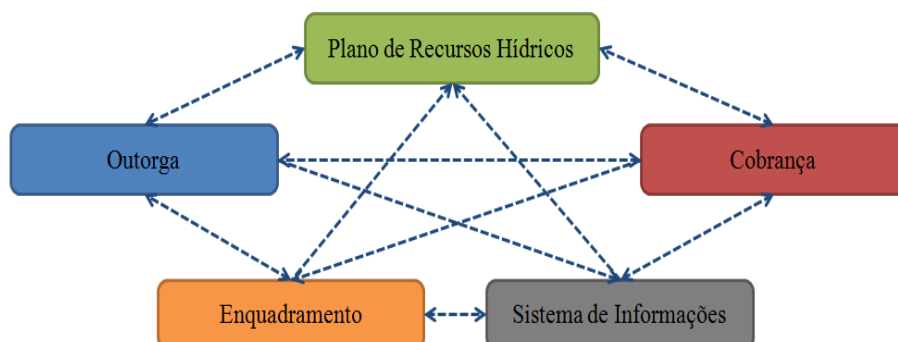
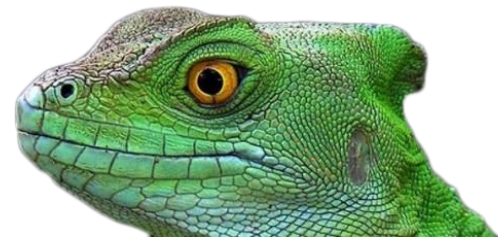


Figura 1: Relação entre os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos.

A implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos deve ser feita de modo a atender as necessidades da sociedade, garantir a sustentabilidade da região nas dimensões ambiental, social e econômica, visando aos horizontes de curto, médio e longo prazo (PORTO e



PORTO, 2008), pois todos têm direito à água. Para a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental (Art. 3º, III, Lei 9.433/1997) é preciso ecologizar a gestão das águas e hidratar a gestão de uso e ocupação dos solos (RIBEIRO, 2009).

A avaliação da capacidade de suporte dos corpos d'água em suprir às demandas previstas deve ser um fator primordial para o planejamento territorial, por conta da necessidade crescente por usos múltiplos da água, para urbanização, indústria, agricultura e geração de energia e, principalmente, porque a escassez de água é um ponto crítico quanto ao desenvolvimento socioeconômico de uma região (MONTAÑO e SOUZA, 2016).

Para a gestão das águas é fundamental a abordagem sistêmica e holística, integrada e preditiva, com descentralização para a bacia hidrográfica, adotando uma base de dados consistente e convertida em instrumento de gestão eficaz para enfrentar o problema de escassez de água, estresse e deterioração da sua qualidade (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

A outorga é um instrumento fundamental de controle do uso dos recursos e efetiva-se por ato do órgão competente do Poder Executivo Federal, dos Estados ou do Distrito Federal, que autoriza aos usuários alterarem certa quantidade, qualidade ou regime da água pré-existente no corpo hídrico, seja ele superficial ou subterrâneo (ANA, 2013). Mas, isso não implica alienação parcial das águas, pois são inalienáveis, autoriza apenas o simples direito de seu uso. Toda outorga de direitos de uso de recursos hídricos tem prazo de vigência, não excedente a 35 anos (trinta e cinco), podendo ser renovada. A outorga poderá ser suspensa parcial ou totalmente, em definitivo ou por prazo determinado, nas seguintes circunstâncias: I - não cumprimento pelo outorgado dos termos da outorga; II - ausência de uso por três anos consecutivos; III - necessidade premente de água para atender a situações de calamidade, inclusive as decorrentes de condições climáticas adversas; IV - necessidade de se prevenir ou reverter grave degradação ambiental; V - necessidade de se atender a usos prioritários, de interesse coletivo, para os quais não se disponha de fontes alternativas; VI - necessidade de serem mantidas as características de navegabilidade do corpo de água (BRASIL, 1997).

Em cada bacia hidrográfica, o órgão de regulação de recursos hídricos deve determinar a vazão outorgável, sendo que esta é considerada como uma parcela da vazão disponível que pode ser destinada a determinado usuário, levando em consideração uma vazão de referência, aquela que garante a água no manancial durante a maior parte do tempo (CARDOSO DA SILVA e MONTEIRO, 2004). A disponibilidade hídrica é, portanto, certo volume de água que tomado como referência e analisado sob aspectos técnicos e processuais que possibilita a quantificação de uma parcela desse volume, vazão outorgável, para a emissão de outorgas de direito de uso de recursos hídricos demandadas pelos diversos usuários requerentes (ANA, 2013). Todavia, a determinação da

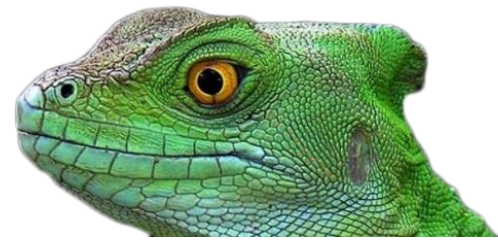


disponibilidade hídrica para a emissão de outorga, dada a variabilidade das vazões ao longo do tempo, deve-se definir qual é o método hidrológico para definição da vazão outorgável a ser adotado.

Uma vazão característica dos cursos d'água é a vazão média de longo termo, que caracteriza o potencial hídrico superficial de uma bacia hidrográfica. A vazão média de um rio é a maior vazão que pode ser regularizada, possibilitando o dimensionamento de reservatórios de água destinados ao abastecimento doméstico, suprimento da agricultura irrigada e demais usos múltiplos dos recursos hídricos. No entanto, na maioria dos rios brasileiros, em que o potencial hídrico não é explorado por meio da construção de reservatórios, a vazão média anual é um volume de água superestimado para caracterizar a disponibilidade hídrica (ANA, 2013), e a sua utilização como vazão de referência poderia intensificar os conflitos entre usos e usuários, principalmente durante os períodos de estiagem. Para o gerenciamento dos recursos hídricos é importante, portanto, o conhecimento das vazões mínimas dos rios principais e seus afluentes, para definição da vazão outorgável e aplicação do instrumento de outorga em cursos d'água não regularizados.

Para a repartição do recurso hídrico outorgável entre os diversos requerentes, deve-se levar em consideração que uma parcela da água será garantida para a manutenção de fluxo residual, ou seja, a vazão remanescente. A vazão remanescente é o volume de água que deve ser contabilizado para os usos múltiplos de recursos hídricos a jusante da intervenção no corpo d'água, por exemplo, para a manutenção de calado para navegação, nível para operação de captações (sobretudo para abastecimento público e para projetos públicos de irrigação), para minimizar o efeito da intrusão salina ou vazões mínimas de diluição de efluentes líquidos para atender à classe em que o corpo d'água estiver enquadrado; além disso, a vazão remanescente deve incluir uma vazão ecológica, que é a vazão que deve ser mantida no rio para atender a requisitos de conservação e preservação do meio ambiente aquático (ANA, 2011). Ainda, oportunamente, outro conceito correlato é o de vazão ambiental, que é a vazão necessária para garantir a sustentabilidade da bacia de forma integrada, de modo a assegurar a proteção das atividades antrópicas, levando em conta a conservação dos ecossistemas, não só o aquático, também o nível do lençol freático próximo a superfície e dos aquíferos em maiores profundidades (ANA, 2011).

Atualmente, em cursos de água com vazão não regularizada pelos barramentos, a maneira prática para a determinação da disponibilidade hídrica, por meio da vazão de referência, baseia-se em métodos hidrológicos de observação das vazões mínimas históricas, sendo os métodos mais utilizados os chamados de $Q_{7,10}$, Q_{95} e Q_{90} . Isto é, em geral, duas abordagens têm sido usadas como critério para definição de vazões mínimas de referência: (i) vazões mínimas com determinado tempo de recorrência $Q_{7,10}$; e, (ii) vazões de curva de permanência Q_{95} e Q_{90} (ANA, 2013; BEZERRA, 2013).



A primeira abordagem tem origem no setor de saneamento, as vazões mínimas com determinado tempo de recorrência, a $Q_{7,10}$ é utilizada como critério em vários estados, como São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais; usualmente faz-se o ajuste da distribuição estatística (Gumbel, Weibull ou outra) para estimar a vazão mínima de 10 anos e 7 dias de duração, ou seja, a vazão mínima $Q_{7,10}$ é a menor vazão média consecutiva de sete dias que ocorreria com um período de retorno de uma vez em cada 10 anos (ANA, 2013).

Já a segunda abordagem, a curva de permanência consiste em ordenar as vazões da maior para menor, para identificar a vazão que é superada em certa porcentagem do tempo. Esta porcentagem do tempo é usualmente denominada garantia. O valor complementar à garantia, aquele tempo em que esta garantia não é satisfeita, denomina-se de risco. As vazões mínimas Q_{95} e Q_{90} têm o mesmo significado, mas as garantias de permanência da vazão são diferentes. A vazão de referência Q_{95} corresponde ao tempo de permanência maior, em 95% do tempo de observação (e um volume de água menor); enquanto a Q_{90} corresponde ao tempo de permanência menor (90%), mas com um volume de referência maior. A ANA tem favorecido a abordagem da curva de permanência por ser mais intuitiva tanto para o órgão gestor como para o usuário, porque tem uma estimativa aproximada do risco de desatendimento a que está submetido, compreende-se melhor o conceito subjacente à curva de permanência (Figura 2).

Em geral, recomenda-se adotar como vazão de referência aquela vazão que é superada em 95% do tempo (Q_{95}), uma vez que o risco de 5% é um valor médio que se considera tolerável por diversos setores usuários (ANA, 2013). A maioria dos usuários tolera certo nível de risco; por exemplo, a maior parte das culturas irrigadas pode tolerar alguns dias sem ser atendida; já usuários de água para o abastecimento público têm uma tolerância menor ao risco, ou seja, devem ser atendidos em uma porcentagem maior do tempo, praticamente 100% do tempo.

A maioria das regiões apresenta sazonalidade nas vazões naturais, existem épocas específicas no ano em que as vazões são mais baixas (6 a 8 meses, geralmente no segundo semestre), enquanto outros meses têm vazões mais altas (4 a 6 meses, principalmente no primeiro semestre). Assim, a vazão de referência deve refletir esta característica, permitindo uma demanda maior nos meses mais úmidos e restringindo usos dos recursos hídricos nos meses mais secos. Sempre que possível, portanto, deve-se adotar vazões sazonais, como a Q_{95} mensais, ao invés da Q_{95} anual; basta ordenar todas as vazões ocorridas no mês e identificar a Q_{95} apenas daquele mês, e repetir o procedimento para todos os meses. Então, a vazão de referência de cada mês, a Q_{95} , deve ser comparada com a demanda acumulada, as vazões outorgadas, mês a mês.

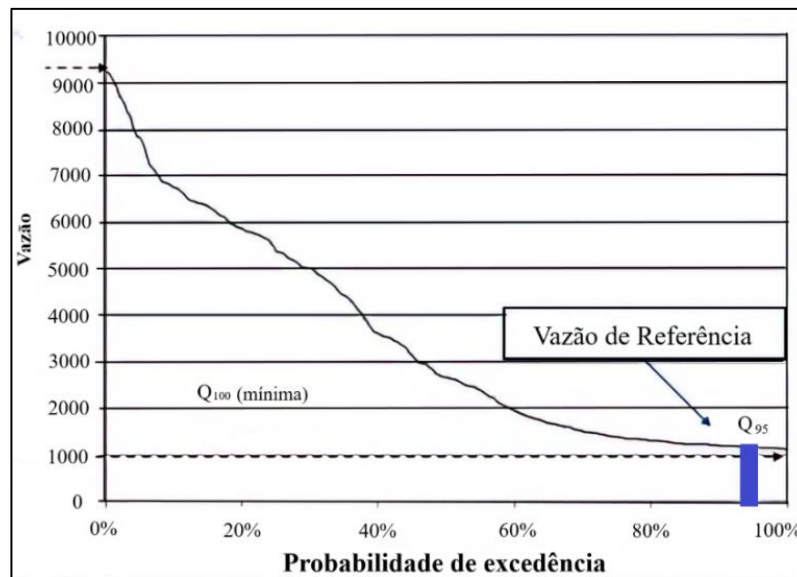


Figura 2: Imagem ilustrativa da análise de disponibilidade hídrica pela Q_{95} .

Deve-se considerar a outorga sazonal como mecanismo alternativo com o objetivo de viabilizar e otimizar o uso da água disponível por meio das diferentes vazões de referência, no período seco e chuvoso do ano. Contudo, ainda existe uma tendência de alguns reguladores basearem os critérios de cálculo das disponibilidades hídricas por meio das vazões de referência com base nos períodos críticos de estiagem, considerando assim o fluxo da água constante ao longo do ano. A outorga sazonal é uma metodologia satisfatória para aplicação desse instrumento em áreas com escassez hídricas, onde se tem conflitos instalados entre usuários (EUCLYDES *et.al.*, 2006).

No Estado do Tocantins, quando se analisa a vazão outorgável para as águas superficiais, de acordo com Decreto Estadual nº 2.432, de 6 de junho de 2005, a vazão de referência é de 75% da Q_{90} , com uma garantia de atendimento das demandas definidas mensalmente; e, nos casos de mananciais intermitentes, os limites poderão chegar a até 95% dos valores de referência, definidos para cada mês em que haja escoamento nos rios. É possível outorgar até 25% da água disponível para um mesmo usuário (GET, 2005)

No Estado de Minas Gerais, de acordo com as Portarias do Igam nº 10, de 30 de setembro de 1998 e nº 7, de 26 de outubro de 1999, a vazão outorgável corresponde a 30% da vazão de referência $Q_{7,10}$ para captações a fio d'água, podendo ser liberadas vazões superiores em reservatórios, desde que se mantenha o mínimo residual de 70% da $Q_{7,10}$ durante todo o tempo.

No Distrito Federal, a Resolução Adasa nº 350, de 23 de julho de 2006, traz que para os usos de águas superficiais, a vazão outorgável corresponde a até 80% das vazões de referência $Q_{7,10}$, Q_{90} , Q_{95} ou Q_{mmm} (média das mínimas mensais); e, também, para a avaliação da outorga podem ser elencados outros critérios que subsidiem a tomada de decisão, tais como: outorga proporcional à



área da propriedade, considerada a vazão específica da bacia hidrográfica; condições de uso e ocupação do solo; condições de recarga dos aquíferos; alocação negociada; e, mediação de conflitos. Para cada usuário, a captação está limitada em até 20% (vinte por cento) da vazão total outorgável do ponto de captação no curso de água.

O Brasil é considerado um país em que existe alta disponibilidade alta de água, mas essas características hidrográficas não estão distribuídas de forma igualitária no território brasileiro. Assim, em bacias hidrográficas com certa limitação de disponibilidade em determinados períodos do ano, quando se observa aumento da demanda por água, causado pelo crescimento econômico e da população urbana, expansão da agricultura irrigada e, também, quando ocorre a diminuição da disponibilidade por contaminação e poluição dos mananciais, infraestrutura hídrica deficitária e degradada pela falta de manutenção, conjugados com a mudança e a variabilidade climática que aumenta a frequência de ocorrência de eventos hidrológicos extremos, secas prolongadas, chuvas intensas e enchentes, verificam-se que essas causas configuram situações de escassez de água que podem culminar em crises hídricas (ANA, 2018).

Em situações de crise hídrica, emergência ou em áreas de conflito pelo uso da água, o processo de alocação negociada tornou-se um expediente poderoso para a atenuação dos conflitos e para a promoção do uso racional da água (ANA, 2011). A alocação negociada tem como principal objetivo disciplinar os usos da água nessas áreas de conflito, sendo que as tomadas de decisões e as soluções indicadas são realizadas de forma conjunta, entre o órgão regulador, usuários e representantes das comunidades locais visando atender aos usos múltiplos da água. O órgão regulador assume, *a priori*, o seu papel principal de fornecimento de dados e de informações técnicas e estabelecimento das condições de contorno, cabendo aos usuários e representantes negociarem a distribuição do recurso hídrico, considerando os aspectos quantitativos, qualitativos, sazonalidade e o uso racional da água (ANA, 2019).

A alocação deve acontecer dentro dos limites estabelecidos pelo regulador, as condições de contorno instruem sobre limites para a alocação negociada, por exemplo, deve-se evitar rigoroso racionamento na cidade (que não tem outro manancial) ou alocar pouca água para diluição de efluentes (problemas sanitários) e impor apenas leve restrição à irrigação. Nos rios não regularizados por barragens, as condições de uso devem ser estabelecidas com base na previsão de vazões mínimas durante o período de estiagem. Nesses rios, uma das formas de atenuar as restrições durante a estiagem é estimular a reservação *off stream*, durante o período de vazões mais altas.

Na esfera nacional, em corpos d'água de domínio da União situados nos sistemas hídricos considerados críticos em termos de comprometimento dos recursos hídricos, a ANA adota o Termo de Alocação de Água (TAA), Resolução nº 78, de 25 de setembro de 2019, que tem como base os



marcos regulatórios, se existentes, a realização de reuniões públicas com a participação dos órgãos outorgantes, dos operadores da infraestrutura hídrica, do comitê da bacia, quando houver, e dos diretamente interessados nos múltiplos usos das águas no respectivo sistema hídrico, além da instituição de comissão de acompanhamento da alocação negociada com representantes dos usuários, das comunidades e de outros presentes às reuniões; sendo que os acordos e as regras negociados são considerados marcos regulatórios, portanto, as decisões tomadas durante as reuniões devem ser respeitadas legalmente. A alocação de água é fiscalizada e eventuais infratores sujeitos às penalidades.

Na alocação negociada contempla-se a identificação do corpo hídrico, vigência, limites, condições de uso, a situação hidrológica com a indicação da disponibilidade hídrica levando em consideração as regras negociadas, as diretrizes dos planos de bacias hidrográficas e fundamentos estabelecidos em Lei, como as prioridades de usos para o abastecimento humano e dessedentação de animais, além de proporcionar o uso múltiplo das águas, por exemplo, a manutenção do tráfego aquaviário (BRASIL, 1997; ANA, 2011). É necessário mencionar que a prioridade para o abastecimento humano diz que as cidades têm que ser abastecidas e saneadas. Caso exista manancial alternativo e com maior segurança hídrica, e haja real possibilidade de captação nesse manancial, estruturas de adução e tratamento devem ser implantadas para que se utilize em épocas críticas, mesmo que envolva bombeamentos e outros fatores que tornam o custo da água bruta mais caro. Em geral, investimentos em infraestrutura para usos coletivos dos recursos hídricos são mais exequíveis que uma série de pequenos investimentos privados.

Existem variações nos procedimentos de avaliação da alocação negociada da água entre os estados e o Distrito Federal.

No Estado de Minas Gerais, o Decreto nº 47.705, de 4 de setembro de 2019, Seção I, Arts. 6 a 14, dispõe que o Igam emitirá Declaração de Área de Conflito (DAC), mediante elaboração de parecer técnico prévio, e o comitê de bacia hidrográfica com atuação na área de conflito convocará os usuários para elaboração de proposta de alocação negociada de recursos hídricos, com apoio técnico do Igam, para fins de regularização em processo único de outorga coletiva. Na outorga coletiva, o grupo de usuários compromete-se a utilizar uma vazão máxima, definida no processo de alocação negociada, onde o prazo de vigência é comum, os percentuais de água são alocados para cada um dos usuários e podem ser renegociados anualmente (ANA, 2011).

O Estado do Tocantins não apresenta norma específica sobre alocação de água. Contudo, o Decreto nº 2.432, de 6 de junho de 2005, que regulamenta a outorga do direito de uso de recursos hídricos, prevê no Art. 23, que a outorga poderá ser suspensa total ou parcialmente pelo órgão regulador, Naturatins, por prazo determinado ou não, sem indenização ao usuário, em situações de



calamidade, inclusive as decorrentes de condições climáticas adversas, prevenção ou reversão de grave degradação ambiental, dentre outras circunstâncias. A suspensão da outorga poderá ser solicitada pelos comitês de bacias hidrográficas ao Naturatins. Ainda, no seu Art. 25, estabelece o regime de controle especial, quando ocorrerem eventos que resultem em demandas superiores à oferta de recursos hídricos numa bacia, e o regime deve ser implementado de acordo com critérios instituídos pelo Naturatins em regulamento próprio, garantida a participação dos comitês de bacia hidrográfica, se houver. Entretanto, a alocação negociada na bacia hidrográfica do rio Formoso ocorre por iniciativa do Ministério Público Estadual (MPE) mediante Ação Cautelar impetrada contra os produtores rurais pela retirada excessiva de água e contra o Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins) em 2016.

No Distrito Federal, os procedimentos que orientam o processo de alocação negociada de água, em bacias com baixa disponibilidade hídrica, estão estabelecidos por meio de Resolução Adasa nº 4, de 17 de março de 2017. O resultado do processo e os acordos são registrados no Termo de Alocação Negociada de Água (TANA), que é o documento aprovado pelos usuários de recursos hídricos, pela comissão de acompanhamento e homologado pela Adasa, que contém os critérios para distribuição dos recursos hídricos em uma região específica de uma bacia ou de um conjunto de bacias hidrográficas, com os horários programados para as captações e, se necessário, as condições para redução das quantidades captadas e limitações das vazões outorgadas.

O objetivo do presente trabalho consistiu em descrever a outorga como instrumento de gestão integrada dos recursos hídricos e realizar avaliação comparativa do processo de alocação negociada de água para resolução de conflitos pelo uso dos recursos hídricos em situações de crise hídrica vivenciados nas bacias hidrográficas dos rios Formoso/TO, Jardim/DF e Entre Ribeiros/MG.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Para o desenvolvimento desse trabalho optou-se por uma abordagem comparativa sobre a outorga e a alocação negociada de recursos hídricos entre a bacia hidrográfica (BH) do rio Formoso no Estado do Tocantins, a BH do Entre Ribeiros no Estado de Minas Gerais, e BH do Jardim no Distrito Federal.

A BH do rio Formoso (TO) pertence a região hidrográfica (RH) Tocantins/Araguaia, a BH do rio Jardim (DF) e a BH do Entre Ribeiros (MG) pertencem à RH do São Francisco. A localização dessas três bacias hidrográficas que compõem a área de estudo pode ser visualizada na figura 3.



Por conta do aparato legal envolvido, foi realizada pesquisa sobre a implementação da Política Nacional, Estaduais e Distrital de Recursos Hídricos, abrangendo Resoluções, Portarias, Instruções Normativas dos órgãos de gestão dos recursos hídricos e ambiental. Ainda, para o inventário de dados, além das bases legislativas consultadas, foram pesquisados artigos, planos, relatórios e documentos técnicos, mapas e reportagens em sítios eletrônicos oficiais, e foram realizadas visitas técnicas e entrevistas informais com informantes privilegiados para obtenção de relatos sobre a crise hídrica e as medidas adotadas para a mitigação desta situação em cada uma das bacias hidrográficas estudadas.

Na segunda etapa, para realização de análise comparativa, os procedimentos consistiram em identificar as semelhanças e as diferenças entre as três experiências de alocação negociada dos recursos hídricos, que foram implantadas nos últimos anos, analisando o contexto histórico, o processo de gestão dos conflitos existentes, os atores envolvidos, os agentes de mediação das negociações e as principais decisões tomadas para regularização de usos dos recursos hídricos.

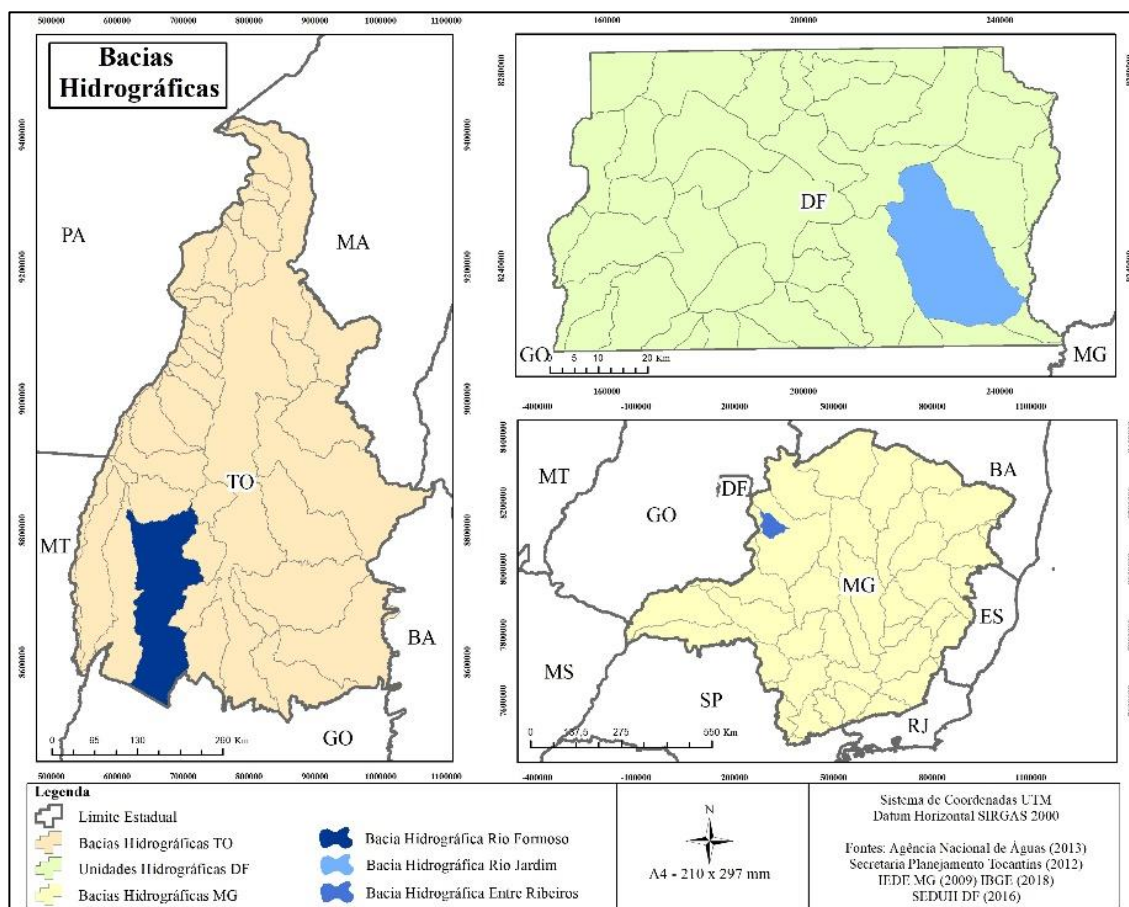


Figura 3: Localização das bacias hidrográficas dos rios Formoso/TO, Jardim/DF e Entre Ribeiras/MG



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A Bacia Hidrográfica do Rio Formoso está localizada no sudoeste do Estado do Tocantins. A região é estratégica para a produção agropecuária. A cultura do arroz inundado é praticada durante o período chuvoso, entre os meses de dezembro a abril, enquanto que a soja para sementes é cultivada por meio de subirrigação, durante os meses de seca, de maio a novembro, o que demanda elevada quantidade de água para irrigação (SANTOS e RABELO, 2008; VERGARA *et al.*, 2013).

A BH do rio Formoso abrange parte do território de 21 municípios, sendo que três municípios tocaninenses (Fátima, Oliveira de Fátima e Pium) têm seus limites municipais apenas tangenciando o divisor de bacia, correspondendo a 0,02% da bacia, além desses, outros três municípios pertencem ao Estado de Goiás (Porangatu, Novo Planalto e São Miguel do Araguaia), a participação goiana é aproximadamente 3% da área da bacia, sendo seus territórios desconsiderados no Plano de Bacia Hidrográfica (PBH) do Rio Formoso no Estado do Tocantins; portanto, o PBH do rio Formoso -TO congrega 15 unidades municipais tocaninenses (GET, 2007). Todavia, a rigor, o rio Formoso é um curso de água do domínio da União.

A BH do Formoso pertence à região hidrográfica do Tocantins/Araguaia, localiza-se quase que totalmente no Estado do Tocantins (aproximadamente 97%), possui área de drenagem de 21.329 km², que corresponde a 7,7% da área total do território tocaninense, ou 5,6% da bacia do rio Araguaia. A BH do Formoso é dividida em oito sub-bacias, as dos rios: (i) Dueré; (ii) Escuro; (iii) Pau Seco; (iv) Taboca; (v) Urubu; (vi) Xavante; (vii) Lago Verde; e, (viii) Regiões Marginais (GET, 2007). O rio Formoso, por sua vez, constitui-se na principal sub-bacia do rio Javaés, conhecido como o braço pequeno do rio Araguaia que abraça a Ilha do Bananal.

A importância e o potencial de desenvolvimento socioeconômico da BH do Rio Formoso para expansão da agricultura irrigada, com a revitalização dos projetos de irrigação, construção de novos sistemas de barragens para melhorar o fornecimento de água, gerar trabalho e renda para os agricultores, ou saneamento básico urbano e rural, além do turismo rural e ambiental, ainda pouco explorados, é confrontado pela situação de escassez de água com crises hídricas recorrentes há mais de dez anos (GET, 2007; 2019). Forte é a presença de irrigantes, que representam 99,86% das outorgas de água registradas (MAGALHÃES FILHO *et al.*, 2015).

Historicamente, a BH do rio Formoso possui disponibilidade hídrica para empreendimentos de grande porte; entretanto, hoje a realidade mostra um quadro adverso. Na época de estiagem, a disponibilidade hídrica fica comprometida em razão da alta demanda para a agricultura irrigada, os barramentos ao longo das calhas dos cursos d'água e as captações de volumes elevados que são incompatíveis com a disponibilidade hídrica dos mananciais, o uso e ocupação do solo inconformes



com a capacidade de suporte aumentam os impactos negativos na produção de água da bacia. O quadro de escassez de água é ainda mais crítico quando da ocorrência de períodos prolongados de baixas pluviométricas (GET, 2007; IAC, 2017).

As principais atividades da agricultura irrigada desenvolvem-se no Projeto de Irrigação rio Formoso, implantado desde 1979; ou seja, o atual Distrito de Irrigação do Rio Formoso, que se localiza no município de Formoso do Araguaia (TO), contempla área irrigada de 27.784 hectares, sendo considerado o maior projeto de arroz irrigado do tipo inundação, em área contínua do mundo; e, também utiliza sistema de subirrigação para produção de soja semente certificada no período seco (GET, 2007). A demanda de água calculada pelas Cooperativas gestoras, para o cultivo das safras anuais, supera em mais de três vezes as vazões outorgáveis do rio Formoso, nos meses de julho e agosto, com evidente alto risco de conflitos. Em adição, os resultados da série história de precipitações, no período de 34 anos (1980 a 2014), mostram uma contínua queda da precipitação de chuvas, sinalizando um cenário preocupante de aumento de risco de conflitos (REZENDE SILVA, 2015).

Em 2016, durante o mês de julho, foi observado a situação de vazão nula nos rios Formoso e Urubu, que secaram nas proximidades das cidades de Lagoa da Confusão e Cristalândia, ocasionando graves conflitos entre os usuários de recursos hídricos, danos ambientais e socioeconômicos para as comunidades da região (NATURATINS, 2016; IAC, 2018). Então, por meio da Ação Cautelar do Ministério Público Estadual (nº 0001070-72.2016.8.27.2715) foi solicitada a suspensão de todas as licenças, permissões e autorizações de uso dos recursos hídricos para fins do agronegócio e em escala superior à 500 hectares de área irrigada superficialmente. Sendo assim, a Portaria Naturatins nº 300/2016 suspendeu as outorgas para captação nos rios Formoso, Dueré, Urubu, Xavante e outros cursos d'água, pelo período de 120 dias, a contar de 22 de agosto de 2016.

As ações Ministério Público Estadual e do Naturatins culminaram na realização da Audiência Pública de 5 de dezembro de 2016, que delibera sobre a necessidade de melhorias na gestão ambiental, em particular dos recursos hídricos, na BH do Formoso. Nessa audiência é firmado o Termo de Compromisso Judicial, onde a Associação dos Produtores do Vale do Rio Urubu e Associação dos Produtores Rurais do Rio Formoso assumiram o compromisso de investir em ações de monitoramento das disponibilidades e demandas hídricas. Duas outras audiências de avaliação dos resultados foram realizadas em março e junho de 2017. O sistema implantado de monitoramento de chuva, nível e vazão da água retirada pelas captações é feito em tempo real, com a instalação de medidor de vazão em todas as bombas, acoplados a sistema de telemetria, em plataformas que funcionam com energia solar, que enviam informações de 15 em 15 minutos, 24 horas por dia, para o projeto de Gestão de Alto Nível (GAN) do Instituto de Atenção as Cidades (IAC), localizado na



Universidade Federal do Tocantins. Além disso, os dados são disponibilizados em plataforma *online* que pode ser acessada por toda a população via internet (IAC, 2018). O sistema de monitoramento serve para munir dados e orientar informações técnicas para as tomadas de decisões pelo GAN, pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Formoso, a Semarh e o Naturatins, no sentido de minimizar as incertezas sobre a disponibilidade e os riscos de uma nova emergência hídrica (IAC, 2017).

A alocação negociada da água e a adoção de vazões sazonais ($Q_{95\%}$ de cada mês comparada com a demanda acumulada outorgada mês a mês) permitem ao órgão gestor maior flexibilidade e efetiva otimização do uso da água; por exemplo, na BH do Formoso, possibilita o uso mais intensivo de irrigação de arroz por inundação nos meses de novembro a abril, mas com restrições nos meses de julho a outubro, para o cultivo de soja e outras *commodities* (ANA, 2013).

No Distrito Federal localiza-se a Bacia Hidrográfica do Rio Jardim que possui área de 537,7 km², aproximadamente 9,0% da área total do DF. O rio Jardim é um afluente do rio Preto, que faz divisa a leste entre o Distrito Federal e o Estado de Goiás, com pequena divisa com o Estado de Minas Gerais. O rio Preto deságua no rio Paracatu, em Minas Gerais, que pertencem a região hidrográfica do rio São Francisco.

No território do DF são contabilizadas 41 Unidades Hidrográficas (UH), que são subdivisões das bacias hidrográficas, como unidades básicas territoriais para gestão dos recursos hídricos, consoante à Lei Orgânica do Distrito Federal. De acordo com o Mapa Hidrográfico do Distrito Federal, a BH do rio Jardim é composta por duas (2) unidades hidrográficas, a UH 22 - Baixo Rio Jardim, e a UH 35 - Alto Rio Jardim. Na BH do Rio Preto contabilizam-se o total de 7 (sete) unidades hidrográficas, além das duas compõem a BH do rio Jardim (Baixo -UH 22 e Alto rio Jardim - UH 35), são outras 5 (cinco) as unidades hidrográficas, a saber: UH 3 - Alto Rio Preto; UH 8 - Rio São Bernardo; UH 20 - Rio Extrema; UH 21- Ribeirão Jacaré; e, UH 28 - Ribeirão Santa Rita (GDF, 2016a).

Historicamente, na BH do rio Jardim, a atividade agrícola é decorrente do Programa de Assentamento Dirigido do Distrito Federal (PAD/DF), implantado pelo Governo do Distrito Federal em 1977, com o objetivo de incentivar a atividade agropecuária, atraindo produtores com contratos de arrendamento, financiamento e apoio técnico (GHESTI, 2009)

Dolabella (1996) constata que o crescimento da área irrigada na BH do rio Jardim coloca a região na situação de alto potencial de conflito, com insuficiência de água para atender as demandas devido a intensificação do uso da água para a irrigação por pivô central, que teve grande incremento desde os anos de 1980. Notadamente, com o crescimento intenso da área irrigada no DF, no que diz respeito aos pivôs centrais, na BH do rio Preto como um todo, a agricultura irrigada chega a ultrapassar a capacidade de uso dos recursos hídricos em períodos de menor vazão, como observado desde 2011 (CARVALHO *et al.*, 2018).



Em 2015, com o aumento dos conflitos pelo uso da água na região, ocorreram as primeiras iniciativas da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal (Emater-DF) para melhoria da sustentabilidade da agricultura irrigada, com a revitalização dos sistemas de canais de irrigação e alocação negociada da água no córrego Lamarão, situado na UH 22 - Baixo Rio Jardim (ELIAS, 2019). Em 2016, com o agravamento da crise hídrica (2016-2018), os conflitos pelo uso da água intensificaram-se na BH do rio Jardim; então, a Emater-DF passou a realizar reuniões com número crescente de usuários, que decidiram ampliar os procedimentos de alocação negociada de água para toda a BH do Rio Jardim, incluindo a UH 35 – Alto Jardim (ELIAS, 2019).

Entre os anos de 2016 a 2018, sucessivos períodos de secas intensas, sem precedentes, marcaram o DF, com volume de chuvas abaixo da média histórica. A crise hídrica abateu tanto para a zona urbana quanto para a zona rural. E essas iniciativas de regularização do uso da água nas UHs do Alto e Baixo do rio Jardim, vão se incorporar a outras ações do Plano de Enfrentamento à Crise Hídrica (GDF, 2017), por exemplo, o processo de alocação negociada da água na UH-20 - Ribeirão Extrema, também pertencente à BH do rio Preto (CARVALHO *et al.*, 2018).

Na BH do rio Jardim, particularmente na UH 35 – Alto Jardim, verifica-se que é muito alto o grau de comprometimento da vazão outorgável, dado pela relação da vazão outorgável e vazão outorgada que atinge o percentual de 82,36%, no mês de setembro. Oportunamente, ressalta-se que a Resolução Adasa nº 350/2006 estabelece a vazão máxima outorgável até 80% (oitenta por cento) das vazões de referência $Q_{7,10}$, Q_{90} , ou Q média das mínimas mensais. Contudo, para a bacia do Rio Preto, a parcela de vazão que pode ser outorgada no DF é de 40% da Q_{mmm} , conforme acordo assinado entre o Distrito Federal e o Estado de Goiás (GDF, 2016_b), por conta da Usina Hidrelétrica de Queimado, localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Preto, já na divisa entre os estados de Goiás e Minas Gerais.

Na BH do rio Jardim, o principal uso dos recursos hídricos é para a atividade de irrigação, mais de 90% do volume das captações das águas superficiais outorgados, contabilizando-se 75 pivôs centrais, área irrigada de 4.650 hectares, cultivados principalmente com soja, milho, feijão e trigo; além de café e hortaliças (GDF, 2012; CARVALHO *et al.*, 2018; ELIAS, 2019).

Em 2017, dada a importância do sistema de informações, para monitorar a vazão da BH do rio Jardim, a Adasa instalou uma estação fluviométrica automática próxima ao exutório do rio, e também uma estação pluviométrica, com medições a cada 15 minutos, sendo os dados dessas estações disponibilizados, via internet, podendo ser acessados pelo público em geral. Desta maneira, é possível verificar instantaneamente algum excesso de utilização do recurso hídrico, verificando-se a vazão remanescente (CARVALHO *et al.*, 2019).

Em 2018, nos meses de fevereiro e março, reuniram-se novamente os usuários irrigantes de médio e grande porte, 24 proprietários de 75 pivôs, para formularem a proposta de alocação



negociada da água do rio Jardim, assistidos pelo gerente do escritório PAD-DF da Emater, para o calendário agrícola do ano de 2018/19. E, no dia 7 de março de 2018, em reunião na sede da Adasa, é apresentada a proposta de alocação de água elaborada. Na proposta constam disponibilidades e demandas de água, as áreas e culturas a serem plantadas. Observa-se que para o atendimento das demandas dos pequenos produtores é utilizada margem de segurança de 10% maior da vazão remanescente. É importante destacar que a alocação negociada da água disciplina a operação dos irrigantes com pivô central e disponibiliza 10% água para pequenos irrigantes realizarem seus plantios, produzindo e mantendo suas famílias (ELIAS, 2019).

Como mencionado, nos meses de menor vazão disponível, setembro e outubro, a área irrigada de 4.650 hectares é reduzida para 950 hectares, ou seja, a água é insuficiente para outros 3.700 hectares. Para ajustar a demanda à disponibilidade de água, o calendário de plantios é alterado com adiantamentos e adiamentos, uso de irrigação de salvação, substituição de culturas, supressão de plantios e outras medidas. E, também, os irrigantes são divididos em dois grupos, de modo que cada grupo irriga durante dois dias consecutivos e suspende a captação nos dois dias subsequentes, para que o consumo instantâneo seja dividido por dois, assim se evita o excesso de retirada de água em pontos específicos do curso de água, portanto, realiza-se uma distribuição espacializada das captações ao longo dos trechos do rio, adotando-se calendário de irrigação para cada pivô central (CARVALHO *et al.*, 2019).

Concomitantemente, como parte do TANA, os irrigantes também adquiriram sistema de monitoramento, com transmissão de dados via satélite, que informa sobre o funcionamento de cada pivô central, em um painel que todos têm acesso; e, os dados armazenados permitem identificar eventuais irrigantes em uso irregular, fora do acordo.

O papel da Emater é central na negociação, representada pelo seu gerente técnico da região do PAD/DF, que organiza eventos e facilita as discussões entre os usuários irrigantes, faz a articulação interinstitucional entre o Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Preto no Distrito Federal, no qual a Emater-DF é membro, e a Adasa, o órgão regulador e fiscalizador dos recursos hídricos no DF. As reuniões protagonizadas pelos usuários e mediadas pela Emater PAD/DF concretizam-se como um novo espaço arranjado para a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos. Os acordos realizados são sistematizados pela Emater-DF e encaminhados à Adasa para homologação e fiscalização da outorga, com acompanhamento do Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Rio Preto no Distrito Federal.

Os desafios da gestão de conflitos pelo uso da água na BH do Jardim vêm sendo superados, obtendo-se novos dados de vazão para subsidiar a alocação de água entre os irrigantes, tem garantido a vazão remanescente e evitado perdas de safra em cerca de 3.700 hectares de culturas



que seriam plantados e perdidos por falta d'água, prejuízos da ordem de R\$ 12.950.000,00 (CARVALHO *et. al.*, 2019).

A Bacia Hidrográfica do Entre Ribeiros está localizada no Noroeste do Estado Minas Gerais. Faz parte da bacia do Rio Paracatu, um dos principais afluentes do Rio São Francisco. Possui área de drenagem de 3.973 km². A agricultura irrigada é a principal atividade e ocupa área de 24.000 hectares, que se expandiu com as políticas de incentivo governamental do Programa de Cooperação Nipo-brasileira para Desenvolvimento dos Cerrados – PROCEDER, o Plano de Desenvolvimento Integrado do Noroeste Mineiro (PLANOROESTE) e Companhia de Promoção Agrícola (CAMPO), desde a década de 1970 (IGAM, 2019a); e, de acordo com informações da Associação dos Irrigantes, o sistema de irrigação predominante é o pivô central (88%), sendo os principais cultivos: milho, soja, feijão e, recentemente, o cultivo da cana de açúcar.

Em 2002, o ribeirão Entre Ribeiros secou, e os procedimentos de alocação negociada tiveram início por intervenção da Promotoria, que exigiu a formalização de Termo de Ajuste de Conduta - TAC. Então, foram realizados levantamentos multidisciplinares para verificar a disponibilidade hídrica da região, que constatou a possibilidade de aumento da área irrigada por meio de construção de reservatórios/barramentos, o que foi realizado. No ano de 2006, o Igam expediu portaria de outorga coletiva para usuários cadastrados na bacia do Entre Ribeiros, uma vez que a bacia está situada na região da Declaração de Área de Conflito (DAC), onde ocorrem limitações de uso dos recursos hídricos.

Em dezembro de 2019, o Igam publicou a Portaria de Outorga nº 03224/2019, baseado no Parecer Técnico sobre a disponibilidade de água superficial, que consta no processo único de uso coletivo 1731/2018, onde consolida todos os usuários cadastrados na BH do Entre Ribeiros, autoriza a captação de 4.991,4 l/s, incluindo captações diretas no curso de água e nos barramentos, para irrigação de 6.755 hectares; também, nessa portaria, prevê-se uma série de medidas de gestão da água, incluindo sistemas de medição, monitoramento por meio de estações fluviométricas com transmissão telemétrica dos dados, além de elaboração de Plano Consolidado de Irrigação, detalhando as regras de utilização dos recursos hídricos.

Para elaboração do Parecer Técnico, o Igam baseia-se em dados disponibilizados pela ANA, da estação fluviométrica Fazenda Nolasco (Código 42.435.000) instalada no ribeirão Barra da Égua, e usa a metodologia de regionalização de vazões mínimas, médias e máximas denominadas “Deflúvios Superficiais no Estado de Minas Gerais” a fim de calcular a disponibilidade hídrica da bacia do Entre Ribeiros, no período de dados de 1974 a 2007, que indica o ano crítico em 2003 (IGAM, 2019_b). Deve-se salientar que a vazão de referência utilizada para o cálculo da disponibilidade hídrica superficial



em bacias hidrográficas com DAC é calculada levando-se em consideração que o fluxo residual mínimo é equivalente a 50% da $Q_{7,10}$, conforme estabelece a Portaria Igam nº 48/2019.

Em 2018, a redução da precipitação sobre a região ocasionou nova crise de água para irrigação, desta vez a intervenção do Igam declarou área de conflito em toda extensão da BH do Entre Ribeiros. Os irrigantes desta bacia, por meio da Associação dos Produtores do Condomínio do Entre Ribeiros – AAPER – passaram a monitorar o ribeirão Entre Ribeiros, com acompanhamento sistemático da vazão, gerenciamento do rodízio da captação da água retirada para a irrigação e promoveram mudanças no manejo dos sistemas de produção. Os usuários irrigantes adquiriram um sistema de monitoramento, com transmissão de dados via satélite, que informa sobre o funcionamento de cada pivô central, em um painel que todos os usuários têm acesso. Os dados armazenados tornam possível identificar eventuais irrigantes em uso irregular, e como a distribuição de água ocorre através de canais de irrigação aos lotes, é possível paralisar essa distribuição em parte ou em toda área do projeto.

Periodicamente, os usuários irrigantes realizam reuniões envolvendo quatro associações (Associação do Entre Ribeiros, Associação do Ribeirão Aldeia, Associação do Ribeirão São do Pedro e Associação do Ribeirão Vereda Grande) para definir o calendário de plantio das culturas, de modo que na época crítica não haja irrigação. Segundo informado pela diretoria da Associação dos Produtores do Condomínio do Entre Ribeiros (AAPER), cerca de 85% dos irrigantes aderem prontamente às medidas e baseiam-se nas informações de vazão para a realização do plantio irrigado. Na BH do Entre Ribeiros, o monitoramento e controle da vazão captada são realizados pelos próprios usuários irrigantes, por meio da AAPER, demonstrando que em áreas de conflito a alocação negociada onde os usuários assumem novas tarefas de gestão das águas, é possível desprender certa sobrecarga do sistema governamental, pela maior participação da sociedade para melhoria da sustentabilidade dos negócios regionais e gestão dos recursos hídricos e do meio ambiente. Além da transparência, a participação social na elaboração das regras de uso e no acompanhamento (a partir do monitoramento dos usos e das vazões dos rios) resulta em maior adesão por parte dos usuários e autofiscalização, desonerando o poder público.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Na Tabela 1 são apresentadas características gerais das três bacias hidrográficas, outorga e medidas de gestão adotadas nos processos de alocação negociada de recursos hídricos, nas áreas de estudo.



Tendo em vista as situações de crise hídrica vivenciadas nas bacias hidrográficas do rio Formoso/TO, rio Jardim/DF e ribeirão Entre Ribeiros/MG, os processos de alocação negociada de água são fundamentais para a gestão dos recursos hídricos em bacias onde há alta demanda por recursos hídricos e relativa menor disponibilidade de água. A alocação negociada de água, mesmo não sendo instrumento explicitado na PNRH, vem sendo cada vez mais empregada na gestão de conflitos, planejamento e gerenciamento do uso racional dos recursos hídricos para a agricultura irrigada.

A maior ocorrência de situações críticas percebe-se principalmente nos períodos secos do ano, quando a demanda é muito superior à disponibilidade hídrica. Os conflitos aumentam quando associados à maior frequência de ocorrência de anos com precipitações abaixo da média, períodos de secas mais prolongadas e chuvosos mais curtos, falta de infraestrutura nos canais e reservatórios, degradação ambiental da bacia hidrográfica e, sobretudo, carências de gestão participativa e descentralizada de recursos hídricos, integrada à gestão ambiental.

A alocação negociada de água tem histórico de resolução de conflitos por via judicial, intervenções do Ministério Público em locais de escassez de água acometidos por crise hídrica, que se caracterizam pela carência de gestão, implantação de sistema de gerenciamento de recursos hídricos e, em consequência, os impactos negativos econômicos, ambientais e sociais são de maior magnitude. Mas, à medida que os sistemas de gerenciamento dos recursos hídricos locais são atuantes, em situações de crise, a alocação negociada caracteriza-se por um processo administrativo poderoso, com participação efetiva dos usuários, sociedade civil e órgãos gestores de recursos hídricos, com resultados permanentes que evitam prejuízos econômicos e socioambientais significativos.

O processo de alocação negociada de água evidencia a necessidade de melhoria do sistema de informação, com a implantação de estações fluviométricas e pluviométrica, com monitoramento das captações automatizados e telemétricos, eventualmente a expensas dos usuários. Os investimentos em sistema de monitoramento individualizados mostraram-se oportunos e viáveis para empreendimentos de irrigação de certo porte, custeados e mantidos com recursos próprios dos usuários irrigantes, desonerando o Estado, como relatado nos três casos em comento; entretanto, o monitoramento de sistemas de irrigação de médio e pequeno porte, como os característicos da agricultura familiar (horticultura, fruticultura), em locais críticos, pode ser viabilizado por sistemas autogeridos que contam com investimentos coletivos e subsídios do pelo poder público.

O conhecimento das vazões instantâneas, outorgáveis e remanescentes mensais, além de mecanismos de transparência das informações são fundamentais para a gestão efetiva das águas em bacias hidrográficas com risco crescente de conflitos pelo uso dos recursos hídricos. Um estudo



técnico-científico detalhado pode fornecer dados com precisão, identificar, mensurar o real tamanho do problema a fim de subsidiar as tomadas de decisões pelos gestores sobre as ações prioritárias e necessárias para atenuar eventual quadro de escassez hídrica e, permitir a construção de cenário futuro próspero, para o desenvolvimento sustentável da bacia hidrográfica.

Tabela 1: Características gerais, outorga e medidas de gestão de conflitos adotadas na alocação negociada da água, nas bacias hidrográficas dos rios Formoso (TO), Entre RIBEIROS (MG) e Jardim (DF), no período de crise hídrica (2016-2018)

Item	Bacia Hidrográfica		
	Formoso (TO)	Jardim (DF)	Entre RIBEIROS (MG)
Região Hidrográfica	Tocantins/Araguaia	São Francisco	São Francisco
Domínio	Federal, com gestão estadual	Distrital	Estadual
Área da bacia (km ²)	21.329	537,7	3.973
Área BH / Unidade Federação	7,7%	9%	0,68%
Área em conflito (hectares)	27.784	4.650	37.150
Método da vazão disponível	Sazonal (Q ₉₀)	Sazonal (Q _{mmm})	Sazonal (Q _{7,10})
Vazão Remanescente	O rio secou	Abaixo do permitido	O rio secou
Norma de alocação	Não específica	Resolução nº 4/2017	Decreto nº 47.705/2019
Documento de alocação	Ação Cautelar; Termo de Compromisso Judicial	Termo de Alocação Negociada de Água	Declaração de Área de Conflito (DAC)
Comitê de Bacia Hidrográfica	CBH do Rio Formoso	CBH dos Afluentes do Rio Preto no DF	CBH do Rio Paracatu
Ator institucional principal	Ministério Público	Emater, membro do Comitê	Ministério Público, membros do Comitê
Plano de Recursos Hídricos	Elaborado (2007)	Em contratação	Elaborado (2006)
Principais culturas	Arroz irrigado e Soja semente	Soja, milho, trigo	Soja, milho, feijão e cana de açúcar
Tipo de irrigação	Inundação, subirrigação	Pivô Central	Pivô Central
Restrições de uso	Rodízio de captação	Rodízio de captação	Rodízio, suspensão da irrigação
Infraestrutura/Reservatórios	Revitalização e novos em construção	Em estudo	Construção de mais barramentos
Sistema de Informação	Monitoramento automatizado	Monitoramento automatizado	Parte da bacia com monitoramento automatizado
Impactos em outros setores usuários	Significativo, comunidades	Pouco significativo, irrigantes familiares	Pouco significativo

O uso de vazões de referência sazonais é inteligente, porque a maioria das regiões brasileiras apresenta sazonalidade nas vazões naturais, épocas com vazões baixas e outros meses com vazões mais altas. Pode-se fazer o balanço hídrico com a vazão de referência e demandas, mês a mês; todavia, pode ser efetivo o balanço com a média da vazão de referência no período de estiagem ($Q_{ref-m-est}$) e a média no período úmido ($Q_{ref-m-um}$) e, por exemplo, associar a $Q_{ref-m-est}$ aos usos permanentes (culturas permanentes) e a $Q_{ref-m-um}$ aos usos temporários (culturas anuais); pois, as vazões médias periódicas



sazonais podem minimizar a ocorrência de conflito regulatório em anos atípicos, quando há deslocamento em relação ao ciclo hidrológico típico (“atraso” do período chuvoso). Assim, o planejamento estratégico para implantação de culturas pode estar associado às disponibilidades médias sazonais dos recursos hídricos, associado a certo nível tolerável de garantia.

O rodízio de captação da água para a irrigação e as mudanças no manejo dos sistemas de produção são medidas adotadas na alocação de água que contribuem para o uso racional dos recursos hídricos, têm evitado conflitos entre os usuários, danos ambientais e perdas econômicas expressivas. Vale ressaltar a necessidade do protagonismo dos usuários conjuntamente com as instituições do poder público e da sociedade civil para resolução dos problemas e otimização de uso dos recursos hídricos. A modernização dos sistemas de irrigação, a reabilitação e construção da infraestrutura de distribuição e armazenamento da água no período chuvoso e sua utilização durante a época de seca também é uma opção para o aumento da segurança hídrica, todavia depende de boa gestão para afastar novas crises hídricas.

A outorga de direito de uso dos recursos hídricos é um instrumento consagrado nas políticas nacional, estadual e distrital, capaz de estabelecer limites de uso da água nas atividades socioeconômicas e ao mesmo tempo garantir o equilíbrio ecológico dos mananciais, em situações normais de disponibilidade e demanda dos recursos hídricos. Entretanto, em situações de crise hídrica, ou em sistemas críticos, quando ocorre o aumento de conflitos, as resoluções dos problemas dependem do novo instrumento de alocação negociada da água, processo que tem se mostrado eficaz, devendo-se recomendar a formulação de suas diretrizes em normas exaradas pelos órgãos reguladores de recursos hídricos em todos os Estados da Federação. Mas, a alocação negociada tem a necessidade de regras especiais, pois nem sempre a regulação ordinária de outorga atende às particularidades dos processos de alocação negociada. A gestão de conflitos mediante alocação de água exige novos marcos regulatórios associados ao sistema hídrico em questão, definindo em outras bases a regularização das vazões outorgáveis, atendidas as condições de contorno estabelecidas pelos órgãos gestor e regulador de recursos hídricos.

O presente trabalho identificou diferenças, similaridades e complementaridades a serem compartilhados sobre a outorga e alocação negociada da água, para a melhoria da gestão em bacias hidrográficas com insuficiência de recursos hídricos para os usos prioritários, agricultura irrigada e outros usos múltiplos da água. A gestão de conflitos pelo uso da água deve levar em consideração as circunstâncias e as peculiaridades locais, além do protagonismo dos usuários e novos arranjos institucionais entre os diversos atores interessados.



Agradecimentos

Agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior (CAPES), ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua) e ao Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (PTARH) da Universidade de Brasília, e a Agência Nacional de Águas e sua Superintendência de Regulação, particularmente a Patrick Thadeu Thomas pelos ensinamentos ministrados sobre outorga de água no ProfÁgua-Brasília.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Agência Nacional de Águas. ANA; 2011. Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos. (Cadernos de capacitação em recursos hídricos). Brasília. v. 6, 50 p.
- Agência Nacional de Água. ANA; 2013. Manual de Procedimentos Técnicos e Administrativos de Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas. Brasília, 240 p.
- Agência Nacional de Águas. ANA; 2018. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil (Informe Anual). Brasília, 72p.
- Agência Nacional de Águas. ANA; 2019. Resolução nº 78, de 25 de setembro de 2019. Regulamenta a adoção do Termo de Alocação de Água para sistemas hídricos com corpos de água de domínio da União. Brasília, 2 p.
- BEZERRA, R. R.; RUDKE, A. P.; DA ROCHA, V. N. L.; DE SOUZA, W.; ANDRADE, N. L. R.; EVANGELISTA, D. H. R.; 2013. Determinação da Q_{7,10}, Q₉₀ e Q₉₅ como Ferramenta para Gestão dos Recursos Hídricos: Estudo de Caso do Rio Jamari. Salvador, Análise & Dados, v. 23, nº 2, p.425-435.
- BRASIL; 1997. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art.21 da Constituição Federal.
- CARDOSO DA SILVA, L. M.; MONTEIRO, R. A.; 2004. Outorga de Direito de Uso de Recursos Hídricos: Uma das Possíveis Abordagens. Gestão de Águas Doces. Rio de Janeiro: Interciência, capítulo v, p. 135-178.
- CARVALHO, A, V, V; BORGES, M, M; OLIVEIRA, H, R.; 2018. Alocação Negociada da Água. In: LIMA, J.E.F.W.; FREITAS, G. K. de; PINTO, M. A. T.; SALLES, P. S. B. de. Gestão da Crise Hídrica 2016-2018: Experiências do Distrito Federal. Brasília, p. 94-103. Disponível em: <<http://www.adasa.df.gov.br/images/banners/alta.pdf>>. Acesso em nov. 2019.
- DOLABELLA, R. H. C.; 1996. Caracterização Agroambiental e Avaliação da Demanda e da Disponibilidade dos Recursos Hídricos para a Agricultura Irrigada na Bacia Hidrográfica do Rio Jardim - DF. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Brasília, Universidade de Brasília, 106 p.
- ELIAS, M. R.; 2019. Percepção dos Usuários sobre o Projeto de Alocação Negociada de Água no Rio Jardim, Distrito Federal. Trabalho de Conclusão de Curso de Gestão do Agronegócio. Brasília, Universidade de Brasília, 71p.



- EUCLYDES, H.P.; FERREIRA, P.A.; REINALDO, F.F.F.; 2006. Critério de Outorga Sazonal para a Agricultura Irrigada no Estado de Minas Gerais. Estudo de Caso. Rev. Item – Irrigação e Tecnologia Moderna, p. 71-72.
- Governo do Distrito Federal. GDF; 2012. Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Diagnóstico, v.1. Brasília, 171 p. Disponível em <<http://www.adasa.df.gov.br/regulacao/planos>>. Acesso nov. 2019.
- Governo do Distrito Federal. GDF; 2016a. Mapa Hidrográfico do Distrito Federal. Disponível em <<http://www.sema.df.gov.br/mapa-hidrografico-do-df/>>. Acesso em abr. 2020.
- Governo do Distrito Federal. GDF; 2016b. Zoneamento Ecológico-Econômico do Distrito Federal. Disponibilidade Hídrica no Distrito Federal e o Ordenamento Territorial: Pré-Zoneamento. (Caderno Técnico). Brasília, 162 p. Disponível em <<http://www.zee.df.gov.br/pre-zoneamento/>>. Acesso em nov. 2019.
- Governo do Distrito Federal. GDF; 2017. Plano Integrado de Enfrentamento da Crise Hídrica. Brasília, 9p. Disponível em <<http://www.sema.df.gov.br/plano-integrado-de-enfrentamento-a-crise-hidrica-2/>>. Acesso em nov. 2019.
- Governo do Estado do Tocantins. GET; 2005. Decreto nº 2.432, de 6 de junho de 2005. Regulamenta a outorga do direito de uso de recursos hídricos de que dispõe os artigos 8º, 9º e 10º da Lei 1.307, de 22 de março de 2002. Disponível em: <<https://central3.to.gov.br/arquivo/107424/>>. Acesso em jun. 2019.
- Governo do Estado do Tocantins. GET; 2007. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Formoso, no Estado do Tocantins. Relatório Síntese. Palmas, 70 p. Disponível em <<https://semarh.to.gov.br/diretoria-de-planejamento-e-recursos-hidricos/planos-de-bacias-hidrograficas/>>. Acesso em fev. 2020.
- Governo do Estado do Tocantins. GET; 2019. Governo assina TAC com o Distrito de Irrigação Rio Formoso – DIRF. 1p. Disponível em <<https://www.seinf.to.gov.br/noticia/2019/11/18/>>. Acesso em mar. 2020.
- GHESTI, L. V.; 2009. Programa de assentamento dirigido do Distrito Federal- PAD/DF. Uma Realidade que Superou o Sonho. Brasília. 2p. Disponível em <<https://www.coopadf.com.br/o-pad-df>>. Acesso em dez. 2019.
- Instituto de Atenção às Cidades. IAC; 2017. Gestão de Alto Nível. Sobre o Projeto Rio Formoso. Palmas, Universidade Federal do Tocantins, 2p. Disponível em <<http://gestaodealtonivel.iacuft.org.br/Sobre>>. Acesso em mar. 2020.
- Instituto de Atenção às Cidades. IAC; 2018. Gestão de Alto Nível. Plano do Biênio 2018 -2019. Palmas, Universidade Federal do Tocantins.
- Instituto Mineiro de Gestão das Águas. IGAM; 2019a. Decreto 47.705, de 4 de setembro de 2019. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=49498>>. Acesso em dez. 2019.
- Instituto Mineiro de Gestão das Águas. IGAM; 2019b. Parecer Técnico – Água Superficial – Processo único de Outorga – Uso Coletivo – Processo de Outorga 01731/2018, de 18 de outubro de 2019. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/siam/outorga/2018/017312018/6665462019.pdf>>. Acesso em dez. 2019.
- MAGALHÃES FILHO, L. N. L.; VERGARA, F. E.; RODRIGUES W.; 2015. Cobrança pelo Uso da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Formoso - TO: Estudo de Viabilidade Financeira. REGA, v. 12, nº. 1, p. 53-61.
- MONTAÑO. M.; SOUZA, M. P. de; 2016. Integração entre Planejamento do Uso do Solo e de Recursos Hídricos: A Disponibilidade Hídrica como Critério para a Localização de Empreendimentos. Eng Sanit Ambient, v.21 n.3, jul/set 2016, pág. 489-495. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/esa/v21n3/1809-4457-esa-S1413_41522016118729.pdf>. Acesso em abr. 2020.



- Instituto Natureza do Tocantins. NATURATINS; 2016. Naturatins Suspende a Outorga de Recursos Hídricos. Disponível em <<https://naturatins.to.gov.br/noticia/2016/8/23/naturatins-suspende-a-outorga-de-recursos-hidricos-/>>. Acesso mai. 2019.
- PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L.; 2008. Gestão de bacias hidrográficas. (Estudos Avançados). São Paulo, v. 22, n.º. 63, p. 43-60.
- REZENDE SILVA, A. J. 2015. Sensoriamento Remoto como Subsídio para a Gestão Agrícola: Estudo de Caso do Projeto de Irrigação Rio Formoso, Formoso do Araguaia-TO. Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Goiás, Campus Goiânia. (Dissertação). Goiânia, 95p.
- RIBEIRO, M. A.; 2009. Ecologizar: Instrumentos para Ação. Brasília, Editora Universa. v. 3. 4ª ed. 197p.
- SANTOS, A. B.; RABELO, R. R.; 2008. Informações Técnicas para a Cultura do Arroz Irrigado no Estado do Tocantins. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão. 136 p. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/216530/1/doc218.pdf>>. Acesso mai. 2019.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; 2008. Limnologia. São Paulo: Oficina de Textos. 631p.
- VERGARA, H. F; REIS, F. C; MAGALHÃES FILHO, L. N. L; REZENDE, C. S. A.; 2013. Proposta de Vazão de Referência Q₉₀ para o Rio Formoso na Bacia do Araguaia". Engenharia Ambiental. Espírito Santo do Pinhal, v. 10, n. 1, p. 84 - 102.



AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE RESERVATÓRIOS DE MÉDIO PORTE LOCALIZADOS NO RECÔNCAVO SUL - BAHIA EM CENÁRIOS DE SECA

| ID 15677 |

Lucas Santana Cardoso¹, Andrea Sousa Fontes²

¹Universidade Federal da Bahia, Mestrando em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua-UFBA) e-mail: lucascardosoesa@gmail.com; ²Universidade Federal da Bahia, Professor Permanente do Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (ProfÁgua-UFBA), e-mail: asfontes@gmail.com

| RESUMO |

A mais recente crise hídrica brasileira, ocorrida em grande parte do Nordeste entre 2012 a 2017, impôs aos órgãos gestores de recursos hídricos e as companhias de saneamento adoção de medidas de contingência frente a diminuição dos níveis dos reservatórios de acumulação de água para fins de abastecimento humano. Dentro deste contexto, o presente artigo objetivou apresentar e discutir qualitativamente, à luz da sustentabilidade hídrica, os efeitos do mais recente período de estiagem, sobre os reservatórios de Tapera e da Dona, localizados na Região de Planejamento e Gestão das Águas (RPGA) Recôncavo Sul na Bahia. Foi abordado de forma qualitativa aspectos relativos a confiabilidade no atendimento as demandas, resiliência e vulnerabilidade a períodos de estiagem dos mesmos. A análise foi realizada com base na situação hídrica, nos usos consuntivos e nas medidas adotadas para mitigação desses eventos na área dos reservatórios. Dentre as ações já implementadas para mitigação de destes eventos, destaca-se a adoção de medidas de contingência e de medidas estruturais com a implantação dos módulos *fusegates* na barragem Tapera para ampliação da capacidade de acumulação de água. O desempenho do reservatório do rio Dona se mostrou satisfatório uma vez que constatou-se uma demanda reprimida para o, estando em situação confortável, havendo pequenas diminuições em seu volume apenas em período de estiagem prolongada, não recorrentes na região. Já o reservatório de Tapera não atendeu positivamente a nenhum dos aspectos avaliados, sinalizando a necessidade de implantação de sistemas de monitoramento de informações hidrológicas, medição de vazão afluente ao reservatório de modo a proporcionar o cálculo das vazões de referência viabilizando uma avaliação quantitativa dos indicadores de sustentabilidade. A análise realizada enfatiza a necessidade de integração entre os setores de gestão de recursos hídricos e de saneamento para mitigação dos efeitos de eventos hidrológicos críticos e para o aperfeiçoamento do gerenciamento dos reservatórios de médio porte na região.

Palavras-chave: Gestão de recursos hídricos, crise hídrica, sustentabilidade hídrica.



| ABSTRACT |

The most recent Brazilian water crisis, which occurred in a large part of the Northeast between 2012 and 2017, imposed water resources management agencies and sanitation companies to adopt contingency measures in view of the decrease in the levels of water storage reservoirs for supply purposes. Within this context, this article aimed to present and discuss qualitatively, in the light of water sustainability, the effects of the most recent drought period, on the Tapera and Dona reservoirs, located in the Water Planning and Management Region (WPMR) Recôncavo South in Bahia. Qualitative aspects related to reliability in meeting demands, resilience and vulnerability to periods of drought were addressed in a qualitative way. The analysis was carried out based on the water situation, the consumptive uses and the measures adopted to mitigate these events in the reservoir area. Among the actions already implemented to mitigate these events, we highlight the adoption of contingency measures and structural measures with the implementation of fusegates modules at the Tapera dam to expand the water accumulation capacity. The performance of the Dona River reservoir was satisfactory since there was a repressed demand for it, being in a comfortable situation, with small decreases in its volume only in a period of prolonged drought, not recurring in the region. The Tapera reservoir did not respond positively to any of the evaluated aspects, signaling the need for the implementation of hydrological information monitoring systems, measurement of flow affluent to the reservoir in order to provide the calculation of the reference flows enabling a quantitative assessment of the indicators of sustainability. The analysis carried out emphasizes the need for integration between the water resource management and sanitation sectors to mitigate the effects of critical hydrological events and to improve the management of medium-sized reservoirs in the region.

| INTRODUÇÃO |

A oferta dos recursos hídricos em todo o mundo tem sido impactada seja pelo aumento acelerado da demanda, perdas nos sistemas de abastecimento e irrigação, poluição dos corpos d'água e pelos eventos hidrológicos críticos, cada vez mais recorrentes. Tundisi & Tundisi (2015) consideram que as crises afetam três componentes essenciais do recurso hídrico, fundamental à qualidade de vida e à sobrevivência da humanidade: a vulnerabilidade a desastres (secas e enchentes), a acessibilidade à água e a segurança hídrica.

Durante as recentes crises hídricas que se instalaram no Brasil, em especial a crise hídrica entre os anos de 2012 e 2017, com impactos que ainda se fazem sentir, várias medidas foram tomadas, muitas delas de caráter contingencial, incluindo racionamento, alocação negociada de águas armazenadas em reservatórios, implantação de obras emergenciais e casos extremos de suspensão de usos da água (ANA, 2019).

No Nordeste brasileiro, os reservatórios superficiais (ou açudes) de médio porte são muito importantes para armazenar água nos períodos úmidos para posterior uso nos períodos secos ou de maior demanda, podendo ser exemplificado o reservatório Tapera que está localizado em uma região



marcada pelo aumento de demanda no período de novembro a março, devido ao forte apelo turístico, coincidindo com os meses de menores índices pluviométricos, impactando diretamente os níveis do reservatório.

De acordo com a Resolução CNRH nº 143/2012, que estabelece critérios gerais de classificação de barragens, os reservatórios com volume superior a 5 milhões de metros cúbicos e inferior ou igual a 75 milhões de metros cúbicos são considerados de médio porte. É verificado na grande maioria dos reservatórios desta categoria, um baixo monitoramento de variáveis hidrológicas o que dificulta o desenvolvimento de pesquisas bem como uma avaliação do balanço hídrico na perspectiva de orientação para melhorias em seu gerenciamento de modo a atender os usos consuntivos e não consuntivos.

Uma forma de avaliar o desempenho de reservatórios de acumulação de água é verificar a confiabilidade no atendimento às demandas hídricas, a capacidade de recuperação do reservatório após um evento adverso (resiliência) e a vulnerabilidade hídrica do reservatório que mede a magnitude das falhas a que o sistema está sujeito. Esses aspectos são apresentados por Hashimoto et al. (1982), que propõe indicadores de desempenho de reservatório, amplamente utilizados na avaliação da sustentabilidade hídricas desse tipo de obra hidráulica.

Nesse contexto este estudo tem como objetivo apresentar e discutir qualitativamente, à luz da sustentabilidade hídrica, os efeitos do mais recente período de estiagem, sobre os reservatórios de Tapera e da Dona, localizados na Região de Planejamento e Gestão das Águas Recôncavo Sul, no estado da Bahia, com base nos aspectos propostos Hashimoto et al. (1982), de modo a apontar direcionamentos para o aperfeiçoamento da gestão destes reservatórios, na perspectiva de atenuar os efeitos de novos eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Tapera, bem como a bacia hidrográfica do rio da Dona, localizadas no Estado da Bahia, integram a Região Hidrográfica do Atlântico Leste (sub-bacia Recôncavo 1), e de acordo com a regionalização estadual, compõe a Região de Planejamento e Gestão das Águas (RPGA) IX, Recôncavo Sul. A Figura 1 apresenta a localização da área de estudo.

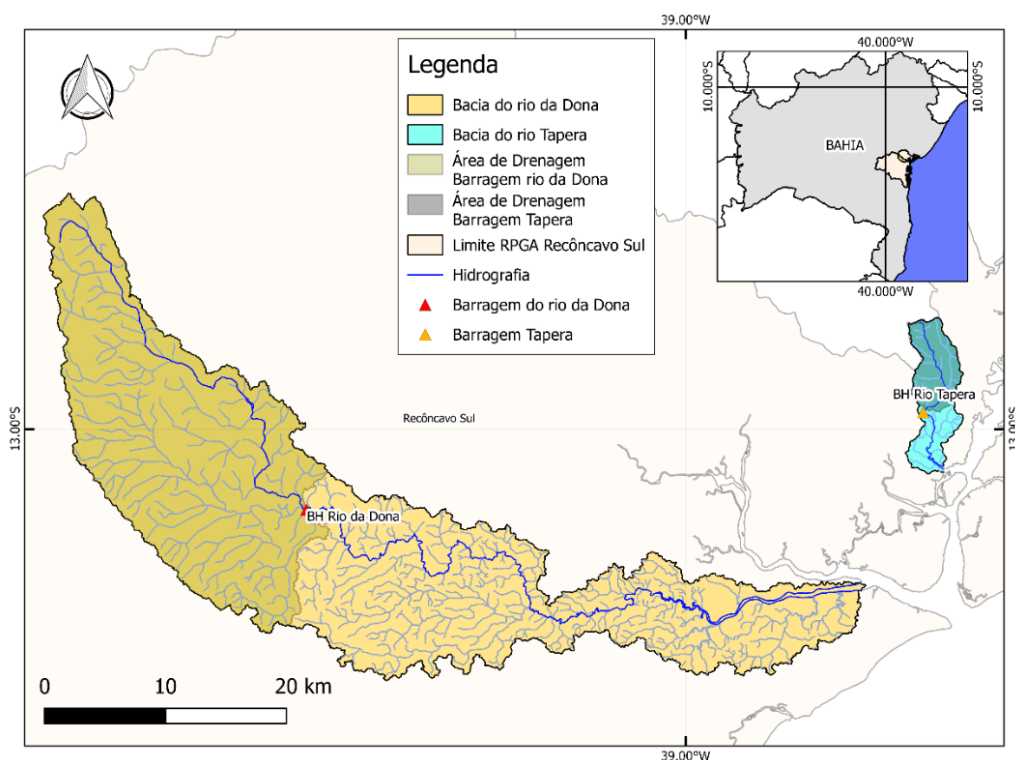


Figura 1 – Bacias hidrográficas do rio Tapera e do rio da Dona, e áreas de drenagem das respectivas barragens
Fonte: Próprio autor (2019)

A barragem Tapera (Figura 2), construída em 1982, é do tipo maciço de terra homogênea, com comprimento da crista de 132 m, largura da crista de 7 m e altura máxima de 18 m. Atualmente, após a implantação dos módulos *fusegates* em 2016, acumula 6,34 hm³. O nível mínimo de operação do reservatório está na cota 9,40 m, enquanto o vertedor, que conta com perfil creager e um canal de mais de 100 m de comprimento, está na cota 16,38 m (SIHS, 2015; INEMA, 2019). A mesma é responsável por abastecer cerca de 65 mil pessoas dos municípios de Itaparica e Vera Cruz e distritos do município de Jaguaripe (SNIS, 2017).

A barragem do rio da Dona (Figura 2) foi construída em 1998 pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA), em concreto compactado com rolo (CCR), a 12 km do núcleo urbano, com 12 metros de altura por 60 metros de comprimento, culminando em um reservatório de 4,4 km² de lâmina d'água e um volume armazenado de 12,99 milhões de metros cúbicos e que, atualmente, abastece 109.552 habitantes (SNIS, 2017) dos municípios de Santo Antônio de Jesus, Varzedo e Dom Macedo Costa, e há previsão de ampliação do sistema para atendimento do município de São Miguel das Matas a partir de 2020 (A TARDE, 2016).



Figura 2 – Barragem Tapera (à esquerda) e barragem do rio da Dona (à direita)
Fonte: Jornal A tarde (2013); GANA (2015).

Os reservatórios estudados, Tapera e rio da Dona, ficam, respectivamente, em bacias hidrográficas de pequeno ($38,09 \text{ km}^2$) e médio porte ($776,7 \text{ km}^2$). A delimitação da bacia hidrográfica e o levantamento das características morfométricas foram realizados através de processamento de modelos digitais de elevação (MDE), o modelo utilizado foi o SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), com resolução espacial de cerca de 30 m. Foram utilizadas ferramentas gratuitas de SIG (Sistema de Informações Geográficas), (Quantum GIS) e o Sistema de Suporte a Análise de Recursos Geográficos (GrassGIS) para o processamento de informações, geração de shapefiles e elaboração de mapas temáticos.

A Tabela 1 apresenta as características morfométricas da área de drenagem dos reservatórios, destacando-se a densidade de drenagem, considerada regular para ambas as áreas de estudo. Destaca-se que a área a montante da barragem do rio da Dona tem quase a sua totalidade ocupada por atividades agropecuárias, com exceção da região da nascente do rio da Dona, na Serra da Jiboia. Em contrapartida, a área a montante da barragem Tapera, encontra-se bastante preservada e com baixa ocupação humana.



Tabela 1 – Resumo das características morfométricas das áreas de drenagem das Barragens Tapera e Dona

CARACTERÍSTICAS	Tapera	Dona
Área de drenagem (km ²)	23,43	387,77
Perímetro da área total (km)	23,0	159,62
Comprimento do rio principal até a barragem (km)	10,45	42,27
Declividade média do rio principal até a barragem (-)	0,0032	0,0090
Comprimento total dos cursos d'água (km)	33,5	397,8
Densidade de drenagem (km/km ²)	1,42	1,02
Coefficiente de compactidade	1,33	2,26
Tempo de concentração (horas)	1,05	7,26
Hierarquia fluvial	3ª ordem	5ª Ordem
Padrão de drenagem	Dendrítico	Dendrítico

Fonte: Próprio autor

Levantamento de dados para caracterização pluviométrica e dos usos consuntivos do reservatório

Para caracterização pluviométrica na região de estudo foram utilizados o posto pluviométrico da ANA operado pela CPRM, Coroa (01338009) e a estação meteorológica Ondina (83229). Para as falhas de dados na série de dados do posto pluviométrico Coroa (01338009), foi realizado o preenchimento das mesmas utilizando os dados da estação Ondina (83229), por estarem localizadas em regiões com características hidrológicas semelhantes.

Na ausência de dados do período 2012-2019 em estações pluviométricas localizadas dentro da bacia do rio da Dona, foram utilizadas as séries da estação Nazaré (0139034) para representar a região entre o médio e baixo curso onde encontra-se a barragem.

Para levantamento dos usos consuntivos no lago do reservatório foram levantadas as outorgas de uso dos recursos hídricos expedidas pelo órgão gestor de recursos hídricos.

Avaliação qualitativa da sustentabilidade hídrica dos reservatórios

Tendo em vista a ausência de dados de vazão afluente aos reservatórios utilizou-se uma abordagem qualitativa para análise dos aspectos propostos por Hashimoto et al. (1982) para verificação de desempenho de reservatório: a confiabilidade, a resiliência e a vulnerabilidade. De acordo com o autor, a confiabilidade representa a probabilidade de uma série temporal permanecer em estado satisfatório durante o horizonte de operação, ou seja, a porcentagem do tempo em que o sistema funciona sem falhas de atendimento as demandas hídricas. A resiliência mede a forma com que o sistema se recupera de uma falha, uma vez que esta tenha ocorrido, ou seja, é a probabilidade



de haver um estado satisfatório no tempo $t+1$, dado um valor insatisfatório no tempo t . A vulnerabilidade, por sua vez, é uma medida da magnitude das falhas a que o sistema está sujeito, representa, portanto, o quanto o valor atendido ficou abaixo da meta. Utilizando esses três conceitos, Loucks (1997) propõe o indicador de sustentabilidade hídrica para reservatórios, que representa a multiplicação entre os indicadores de confiabilidade, resiliência e o inverso da vulnerabilidade.

No presente estudo os indicadores não puderam ser calculados por falta de dados, então foi estabelecida a verificação de atendimento a totalidade da demanda no período da seca para representar a confiabilidade, a variabilidade do nível do reservatório (enchendo, extravasando e esvaziando) para sinalizar a resiliência do sistema, e a comparação entre o valor da vazão outorgada e a vazão captada estimada para verificar a vulnerabilidade dos reservatórios. Destaca-se que é uma análise preliminar, necessitando de continuidade dos estudos a partir de quantificação do balanço hídrico dos reservatórios.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Avaliação da pluviosidade no período 2012-2017

Para a área onde encontra-se a barragem Tapera, com a avaliação da série histórica de dados pluviométricos dos últimos 20 anos, obteve-se uma precipitação média anual de 1887,5 mm, condição que caracteriza a região como úmida. Comparando esse valor com as chuvas acumuladas nos anos de 2012 a 2017, representadas no gráfico 1, é possível identificar um período de seca, marcado pelas precipitações abaixo da média em 3 de 5 anos. Destaca-se o ano de 2012, com chuva anual próxima a metade do valor esperado, ano do início da crise hídrica na região. As baixas precipitações no verão 2012-2013 culminaram no atingimento do volume mínimo histórico da barragem Tapera no mês de abril de 2013 (A TARDE, 2016).

Para a região da barragem do rio da Dona, avaliou-se o regime de chuvas de 2012 a 2017, em comparação com a média anual dos últimos 20 anos (1671,81 mm) (Gráfico 1). Foi possível identificar que o ano de 2012 foi o mais seco nas últimas duas décadas, ficando bem abaixo da média anual para o período.

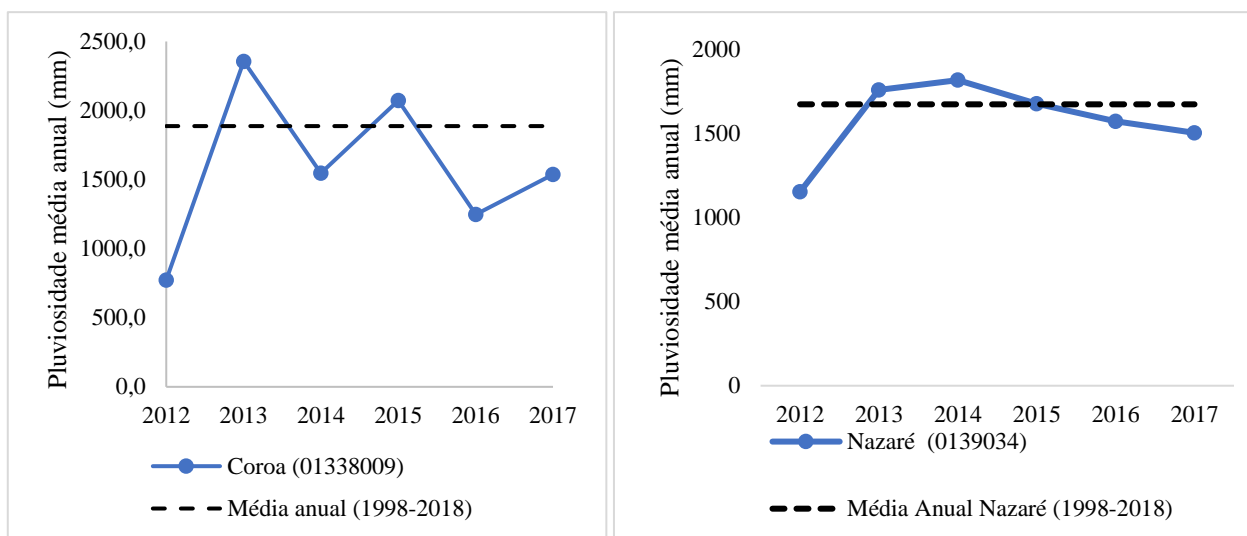


Gráfico 1 - Pluviosidade (2012 - 2017) representativa às áreas da barragem - Estações Coroa e Nazaré

Fonte: Próprio autor (2019); HIDROWEB (2019).

Identificação das medidas de mitigação

Foi identificado que no ano de 2013, a barragem do rio Tapera, localizada no Estado da Bahia, na Região Hidrográfica do Atlântico Leste, responsável por abastecer uma população de cerca de 65 mil pessoas, nos municípios de Itaparica, Vera Cruz e distritos do município Jaguaripe, foi impactada por um evento hidrológico crítico de seca, onde foi tomadas medidas de contingência como o racionamento de água em decorrência do baixo volume do reservatório, na ocasião atingindo seu menor volume desde sua construção em 1982, cerca de $0,8 \text{ hm}^3$ equivalente a 17% do seu volume total (SNIS, 2016) (A TARDE, 2019).

Como medida de prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos de seca, foi instalado em 2016, dispositivos para elevação da cota de soleira vertedor da barragem, os módulos *fusegates*, ampliando sua capacidade máxima de armazenamento em 39%, de $4,54 \text{ hm}^3$ para $6,34 \text{ hm}^3$ (NETTO; MORENO, 2017), uma medida estrutural que minimiza os riscos de novo colapso do reservatório, porém a ausência de estudos hidrológicos, monitoramento de vazões, estudos de projeção demanda hídrica, frente a iminente construção da ponte Salvador-Itaparica e seu respectivo sistema viário, além da falta de integração entre as políticas de recursos hídricos, saneamento e meio ambiente põem à prova a confiabilidade de atendimento as demandas a partir das medidas adotadas em um médio prazo.



Em contraponto, a barragem do rio da Dona, construída no ano de 1998, em substituição do reservatório construído na década de 60 no rio da Dona, localizada na mesma região, apesar da diminuição dos seus níveis, não comprometeu o abastecimento das cidades de Santo Antônio de Jesus, Dom Macedo Costa e Varzedo, as quais compartilham do Sistema Integrado de Abastecimento de Água (SIAA). Esse comportamento reflete confiabilidade de atendimento as demandas hídricas da região.

Avaliação dos usos consuntivos nos reservatórios

Na área a montante da barragem Tapera, o abastecimento humano é o uso preponderante, estando apenas este uso outorgado para os sistemas de abastecimento de água de Itaparica e Vera Cruz e o sistema de Cações, distrito do município de Jaguaripe (quadro 1).

Nº Portaria/ Resolução	Data de Publicação	Validade	Manancial	Uso	Vazão Outorgada (m ³ /dia)
602/00	20/12/2000	20/12/2030	Rio Tapera	SIAA Itaparica- Vera Cruz	3.768
138/00	21/03/2000	21/03/2030	Rio Tapera	SAA Cações	1.863

Quadro 1 – Outorgas em vigência - lago da barragem do rio Tapera
Fonte: INEMA (2019)

Com o objetivo de avaliar os volumes captados na barragem do rio Tapera no período da mais recente crise hídrica brasileira (2012-2017), foram levantados para fins de verificação de atendimento as vazões outorgadas os volumes anuais captados para tratamento e atendimento ao SIAA Itaparica-Vera Cruz. A partir dos volumes anuais de água distribuída nos municípios de Itaparica e Vera Cruz (SNIS, 2017), estimou-se a vazão captada, somados e convertidos para escala diária, sendo obtidos os resultados apresentados no Gráfico 2.

Analisando os resultados do Gráfico 2, verificou-se que as vazões médias captadas diariamente superam a vazão outorgada, em média 396%, com destaque para o ano de 2017, ano que o sistema *fusegate* já se encontrava em operação. Estima-se que foram captados uma vazão média diária de 20.051,40 m³/dia, um valor 432% acima da vazão outorgada.

Essa análise sinaliza vulnerabilidade do sistema para atendimento as demandas hídricas pelo reservatório de Tapera.

De posse dessas informações, recomenda-se a revisão do valor outorgado, relacionada a verificação da representatividade das vazões utilizadas para a definição da vazão outorgada (obtidas



por métodos de regionalizações de vazões) e a gestão adequada das captações para não haver exaustão do manancial.



Gráfico 2 – Volumes captados estimados para atendimento do SIAA Itaparica-Vera Cruz (2012-2017)
Fonte: Próprio autor (2019); SNIS (2016); INEMA (2019).

Analogamente, foram avaliados os usos outorgados na região do lago da barragem do rio da Dona, onde foi identificada uma outorga referente ao Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Santo Antônio de Jesus (Quadro 2), que abastece além deste município, Dom Macedo Costa e Varzedo, desde outubro de 2012.

Nº Portaria/Resolução	Data de Publicação	Validade	Manancial	Uso	Vazão Outorgada (m³/dia)
602/00	19/12/1995	19/12/2025	Rio da Dona	SIAA SAJ	29.800

Quadro 2 – Outorgas em vigência - lago da barragem do rio da Dona
Fonte: INEMA (2019)

Com o objetivo de avaliar os volumes captados na barragem do rio da Dona no período de estudo (2012-2017), foram levantados para fins de verificação de atendimento às vazões outorgadas, os volumes anuais captados para tratamento e atendimento ao SIAA Santo Antônio de Jesus.

Verificou-se que a vazão captada está abaixo em média 50% da vazão outorgada, o que pressupõe que o manancial ainda tem capacidade de suprir uma demanda quase duas vezes maior do que a atual. A ampliação do SIAA para atendimento do município de São Miguel das Matas, previsto para 2020, mostra-se viável para o abastecimento de 4.456 habitantes (SNIS, 2017), com



um incremento da vazão captada média de 471,6 m³/dia. Essa análise sinaliza que o reservatório não apresenta vulnerabilidade para atendimento a meta estabelecida.

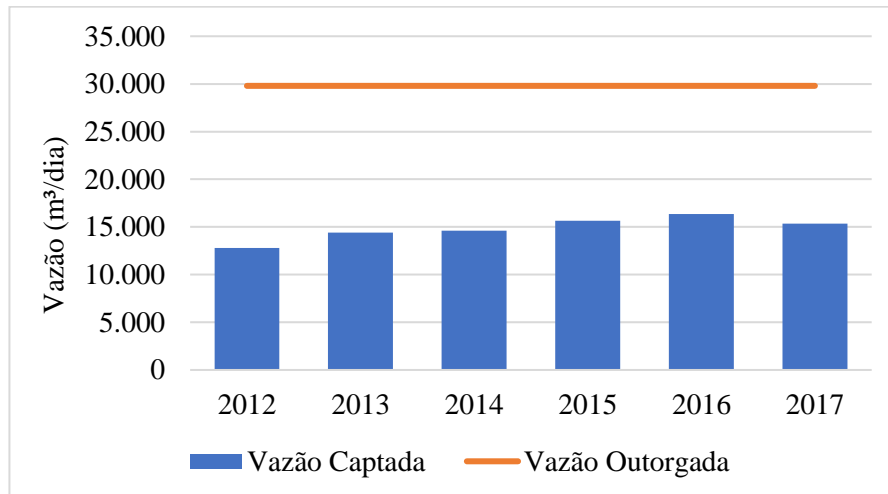


Gráfico 4 – Volumes captados estimados para atendimento do SIAA Santo Antônio de Jesus (2012-2017)
Fonte: Próprio autor (2019); SNIS (2016); INEMA (2019).

Apesar do status confortável da outorga do SIAA Santo Antônio de Jesus, a ampliação deste sistema para demais municípios requer cautela. Recomenda-se a ampliação de estudos hidrológicos estendendo as séries de dados para os períodos atuais, bem como incorporar os efeitos do uso e ocupação do solo nos últimos 20 anos, uma vez que a outorga é datada de 1995, podendo a vazão de referência Q₉₀ do rio da Dona ter sofrido mudanças significativas.

Ao acessar o módulo de monitoramento de barragens do INEMA, foram identificados apenas dados a partir de 2016, não sendo possível realizar inferências sobre o período 2012 até 2015. Avaliando os dados disponíveis para o reservatório de Tapera (Gráfico 3), percebe-se uma tendência de diminuição do nível do reservatório logo após o verão, no mês de abril. Diante dessa observação, pode-se inferir que o aumento da demanda nos períodos de veraneio na Ilha de Itaparica (novembro a março) e a diminuição das chuvas neste mesmo período, influenciam os níveis da barragem Tapera. Com a possibilidade de ocorrência de eventos hidrológicos críticos, há a susceptibilidade de imposição de racionamento na distribuição de água para abastecimento. A implantação dos módulos *fusegate* nessa barragem apresenta-se como uma solução de curto prazo, tendo em vista o potencial crescimento da demanda deste SIAA com a implantação da Ponte Salvador-Itaparica.

Com base nos volumes acumulado no reservatório após o período de seca (Gráfico 3), verifica-se a variabilidade esperada de um reservatório, atingindo seu volume máximo sazonalmente. Esse comportamento indica uma resiliência adequada condicionada as condições pluviométricas.

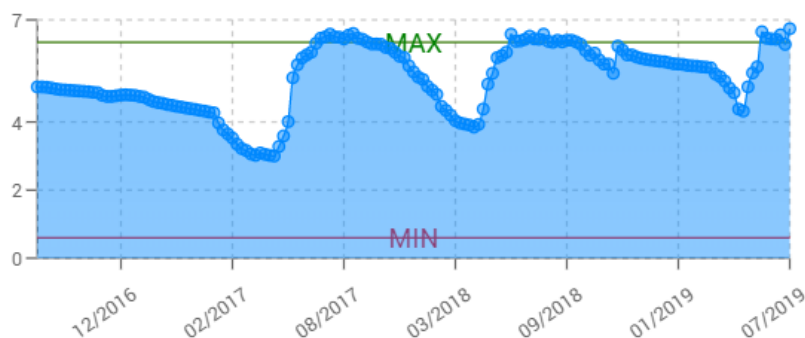


Gráfico 3 – Volume acumulado no reservatório da barragem Tapera (2016-2019)
Fonte: INEMA (2019)

Avaliando os dados disponíveis dos níveis do reservatório do rio da Dona (gráfico 5), observa-se que o reservatório se apresenta em situação confortável mesmo no final do período de seca para o atendimento do SIAA Santo Antônio de Jesus, havendo diminuições e aumentos em seu volume de acordo com a sazonalidade natural do regime hidrológico. Esse comportamento sinaliza que o sistema é resiliente às condições pluviométricas do período.

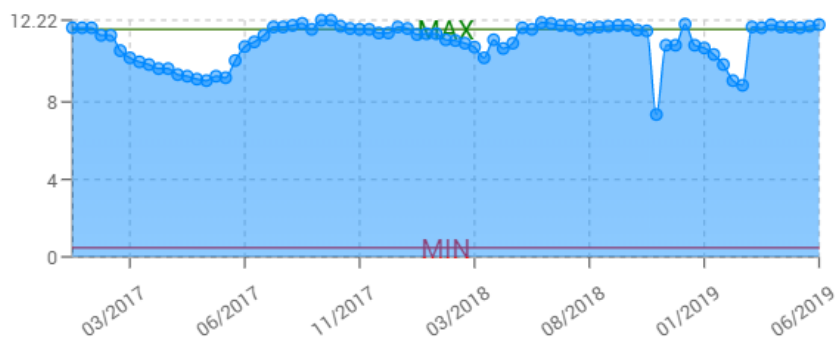


Gráfico 5 – Volume acumulado na barragem Tapera (2017-2019)
Fonte: INEMA (2019)

Diante da análise qualitativa dos aspectos de confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade apresentada para os dois reservatórios, verifica-se um desempenho sinalizando a sustentabilidade hídrica para o reservatório do rio da Dona em cenário de seca, mas um quadro preocupante no que se refere ao reservatório de Tapera. Deste modo, a partir das análises, as ações no reservatório de Tapera devem ser priorizadas dentro do Plano das Bacias Hidrográficas do Recôncavo Sul, aprovado no ano de 2019, dentre elas medidas de gestão e monitoramento de modo a minimizar os impactos dos períodos de seca e de aumento da demanda sazonal no abastecimento da população atendida.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A integração entre as políticas setoriais é algo buscado pelos tomadores de decisão na história do Brasil, no cerne das Política Nacional de Recursos Hídricos e de Saneamento interfaces requerem uma atenção especial. Ao trazer como seus objetivos a utilização racional e múltipla dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento sustentável, bem como a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais, a PNRH impõe aos órgãos gestores o desenvolvimento de estratégias para mitigação dos efeitos destes sobre a disponibilidade hídrica. Neste viés, a Política Nacional de Saneamento Básico tem como um dos seus princípios fundamentais a integração das infraestruturas e serviços com a gestão eficiente dos recursos hídricos.

A observação dos volumes captados e os outorgados das barragens de Tapera e do rio da Dona possibilitou identificar uma dificuldade de integração entre os diferentes entes que compõem a estes sistemas de gestão. Esta fragilidade somada ao escasso monitoramento das bacias em questão, que resulta na ausência de dados fluviométricos, pluviométricos e meteorológicos, amplificam os desafios de aperfeiçoamento do gerenciamento destes sistemas hídricos.

Após avaliação qualitativa dos aspectos de sustentabilidade hídrica dos reservatórios no período de 2012 a 2017, foi verificado que o reservatório Tapera não atendeu positivamente a nenhum dos aspectos avaliados, o que corrobora com a urgência de medidas de gestão e monitoramento de modo a minimizar os impactos dos períodos de seca no abastecimento das populações atendidas. Em contrapartida o reservatório do rio da Dona, após análise, mostrou uma situação confortável, uma vez que os volumes captados estão bastante abaixo dos volumes outorgados não havendo registro de pressões sobre o sistema hídrico no período, porém ambos se mostraram carentes de monitoramento das diversas variáveis hidrológicas, em especial a medição das vazões afluentes aos reservatórios.

Com vistas a superar esta problemática, o órgão gestor estadual, no ano de 2019, através da Portaria Inema nº 19.452/2019, estabeleceu critérios para implantação de sistema de medição para monitoramento dos usos e intervenções em recursos hídricos visando à adoção de medidas de controle no estado da Bahia.

No entanto visualiza-se a necessidade de desenvolvimento de uma proposta metodológica para gerenciamento de reservatórios de uso preponderante para abastecimento humano localizados em pequenas e médias bacias, a partir da integração de dados dos sistemas de informações de recursos hídricos e saneamento básico, assim atendendo ao preconizado pelas respectivas políticas na perspectiva da promoção da segurança hídrica.



Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, os autores agradecem, também, ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil) (ANA). Plano Nacional de Segurança Hídrica / Agência Nacional de Águas. – Brasília: ANA, 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil) (ANA). Hidroweb. Sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>>. Acesso em: 28 nov. 2019
- A TARDE, Jornal. Itaparica terá racionamento de água a partir do dia 16. Abril, 2016. Disponível em: <<https://atarde.uol.com.br/bahia/noticias/1496559-itaparica-tera-acionamento-de-agua-a-partir-do-dia-16>>. Acesso em: 01 dez. 2019.
- BAHIA, SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA HÍDRICA. Plano de Abastecimento de Água da Região Metropolitana de Salvador, Santo Amaro e Saubara – Diagnóstico dos Sistemas de Abastecimento de Água – Mananciais, Barragens e Captações – Municípios de Vera Cruz e Itaparica. Tomo II. Vol. 2. Cap. 07. Geohidro, Salvador, Bahia, 2015
- EMBASA, EMPRESA BAIANA DE ÁGUAS E SANEAMENTO S.A. (Salvador). Embasa. [Http://www.embasa.ba.gov.br/index.php/conteudo-multimedia/noticias/2149-municipio-de-sao-miguel-das-matas-celebra-contrato-de-programa-com-a-embasa](http://www.embasa.ba.gov.br/index.php/conteudo-multimedia/noticias/2149-municipio-de-sao-miguel-das-matas-celebra-contrato-de-programa-com-a-embasa). 2019. Disponível em: <http://www.embasa.ba.gov.br/index.php/conteudo-multimedia/noticias/2149-municipio-de-sao-miguel-das-matas-celebra-contrato-de-programa-com-a-embasa>. Acesso em: 10 maio 2020.
- GANÁ, Grupo Ambientalista Nascentes. Acervo fotográfico. Santo Antônio de Jesus, Bahia, 2015.
- HASHIMOTO, T.; STEDINGER, J. R.; LOUCKS, D. P. Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation. *Water Resources Research*. [S.L.], v. 18, n. 1, p. 14-20, 1982.
- INEMA - Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Sistema Estadual de Informações Ambientais e de Recursos Hídricos. 2019.
- LOUCKS, Daniel P. Quantifying trends in system sustainability. *Hydrological Sciences Journal des Sciences Hydrologiques*. p. 513-530. ago. 1997.
- NETTO, R. de M.; MORENO, A. E. B. AUMENTO DO VOLUME DE ACUMULAÇÃO EM BARRAGENS COM UTILIZAÇÃO DE FUSEGATE – APLICAÇÃO NA BARRAGEM DO RIO TAPERA. In: CONGRESSO ABES/FENASAN, 2017., 2017, São Paulo. Anais do Congresso ABES/Fenasan. São Paulo: Abes, 2017. p. 1-7. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2019/08/volume-barragem-utilizacao-fusegate.pdf>. Acesso em: 04 maio 2019.
- UNESCO-IHP, 2012b. Final Report. 20th Session of the Intergovernmental Council. Paris, 4-7 June, 2012. Paris, France: UNESCO.



SNIS – Sistema Nacional de Informações de Saneamento. Sistema Nacional de Informações de Saneamento (2017). Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>> Acesso em: 01 dez. 2019.



ANÁLISE PRELIMINAR DE MÉTODOS DE ESTIMATIVA DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO PARA SANTA MARIA, RS

| ID 15683 |

1Paola Liberalesso Dimpério, 2Daniel Gustavo Allasia Piccilli, 3Cácio Miranda Andres, 4Priscila de Castro Bocussi

1Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: paolaliberalesso.d@gmail.com; 2Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: dallasia@gmail.com; 3Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: cacio.mandres@gmail.com; 4Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: priscila.bocussi@hotmail.com

| RESUMO |

A evapotranspiração ocupa um papel de grande importância no ciclo hidrológico, pois retorna água para o sistema atmosférico em forma de vapor. Depende de diversos fatores como parâmetros climáticos, características da vegetação e aspectos ambientais. Entre os fatores climáticos, sofre influência principalmente da radiação solar, umidade relativa, velocidade do vento e temperatura. Existem diversas formas de realizar a medição da evapotranspiração, como lisímetros, torres de fluxo, Tanque Classe A e estações micrometeorológicas. Porém a medição é onerosa e bastante complexa e por isso são propostos vários métodos que buscam, por meio das variáveis que influenciam o processo, estimar a evapotranspiração. Nesse sentido, este trabalho tem como objetivo avaliar 5 métodos de estimativa da evapotranspiração por comparação com a evapotranspiração observada por um lisímetro no município de Santa Maria-RS e selecionar o método que melhor se comporta às condições ambientais locais. Os métodos selecionados foram Camargo (C), De Bruin (DeB), Hargreaves-Samani (HS), Penman-Monteith (PM) e Penman simplificado (PMs). O estudo foi realizado com dados meteorológicos diários da Estação Convencional do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) localizada no município de Santa Maria, RS, no período correspondente de janeiro de 2007 a janeiro 2010. Da estação, obteve-se as medições realizadas diariamente pelo lisímetro (ETobs) e dos dados diários da estação meteorológica utilizados para o cálculo das estimativas. Para obtenção dos dados, utilizou-se o programa INMET_Downloader, criado em linguagem R. A avaliação das estimativas calculadas foi realizada por diagrama boxplot e pelos índices estatísticos: MAE, PBIAS, R^2 e RMSE. Dos resultados obtidos, os métodos C e DeB tiveram os piores resultados, com os valores mais altos de MAE, RMSE e PBIAS e as estatísticas do diagrama boxplot consideravelmente diferentes do lisímetro. Os métodos HS e PMs tiveram os melhores resultados em todos os índices, com PMs mostrando o melhor desempenho entre os métodos. O método PM, aceito como padrão pela Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), apresentou desempenho regular entre os métodos analisados. Ou seja, os resultados mostram que quando não há dados disponíveis para utilizar PM, é mais indicado utilizar procedimentos de estimativa por meio das equações propostas de substituição (PMs).

Palavras-chave: Evapotranspiração; Lisímetro; Métodos de estimativa.



| INTRODUÇÃO |

A evapotranspiração é a combinação de dois processos: a evaporação e a transpiração. O primeiro deles ocorre em superfícies de água livre como lagos e rios e o segundo acontece nas folhas das plantas. É um fator de grande importância no ciclo hidrológico por devolver parte de água para a atmosfera na forma de vapor. (COLLISCHONN; DORNELLES, 2008; MAIDMENT, 1993; TUCCI, 1993). Além disso, a evapotranspiração depende de diversos fatores, nos quais englobam-se parâmetros climáticos, características da vegetação e aspectos ambientais e de manejo (ALLEN et al, 1998). Entre os fatores mais importantes encontram-se a radiação solar, a umidade relativa, a velocidade do vento e a temperatura. (ALLEN, 1998; JENSEN; ALLEN, 1990).

A radiação solar é o fator primário entre esses, pois fornece energia para realizar a vaporização da água e tem influência direta com a evapotranspiração ao passo de que os outros fatores como temperatura e umidade relativa apresentam uma influência indireta. A radiação solar absorvida pela atmosfera em conjunto com a energia emitida na forma de calor pela superfície, elevam a temperatura do ar que em consequência aquece a água criando agitação e desprendimento das moléculas. A umidade relativa removerá esse vapor da superfície devido à diferença entre a pressão de vapor da água ou planta e o ar acima, isso resultará na saturação do ar que será renovado pelo vento fazendo com que sempre haja uma diferença de umidade entre os dois. (ALLEN et al., 1995; BERLATO; MOLION, 1981).

Do ponto de vista teórico a evapotranspiração é um assunto bastante simples, porém sua medição é onerosa e bastante complexa (PEREIRA; VILLA NOVA; SEDIYAMA, 1997). As medições podem ser feitas de maneira direta por meio de lisímetros, ou torres de fluxo; ou indiretamente por meio de Tanque Classe A e estações micrometeorológicas as quais usam razão de Bowen (Bowen, 1926) para estimar as trocas de energia na superfície terrestre (ALLEN et al, 2011; MCSHANE et al, 2017).

Devido a complexidade da obtenção de medições precisas, existem inúmeros métodos de estimativa para a evapotranspiração os quais buscam relacionar as variáveis que influenciam o processo por meio de equações e fornecer estimativas o mais próximo da realidade possível. Os métodos são adaptados as regiões as quais foram desenvolvidos e espera-se que resultados diferentes entre os métodos para dadas condições ambientais. Dessa forma, existem diversos trabalhos que buscam selecionar o método que mais se adapta em dado local de estudo (ABTEW, 1996; MEHDIZADEH; BEHMANESH; KHALILI, 2017; SILVA et al, 2017; SILVA et al, 2018). Entre os métodos disponíveis o aceito como padrão pela Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) é o método de Penman-Montheit, pois considera mais variáveis de entrada quando



comparado aos outros métodos (JACOBS; SATTI, 2001). Dessa forma, o método consegue abordar mais fatores que interferem no processo de evapotranspiração.

Uma das formas de realizar a medição da evapotranspiração bastante difundida no Brasil, pela facilidade de operação e boa precisão entre os métodos de medição existentes, é o lisímetro. Segundo ABOUKHALED et al. (1982) lisímetros são grandes baldes cheios com solo localizados no campo para representar o meio ambiente. No topo possui vegetação para a determinação da evapotranspiração das culturas em crescimento ou cultura de referência, ou podem ser sem vegetação para determinar a evaporação de solo exposto. Pode ser dividido em duas categorias: os lisímetros de pesagem (mecânica, eletrônica, hidráulica e de flutuação) e não pesáveis também chamados de “volumétricos” (drenagem e compensação com lençol freático constante).

Para MACHADO et al. (2001) os lisímetros são equipamentos fundamentais na determinação da evapotranspiração por permitirem a sua determinação direta e servem de instrumento de calibração para os métodos empíricos. Nesse sentido, este trabalho tem como objetivo avaliar 5 métodos de estimativa da evapotranspiração por comparação com a evapotranspiração observada por um lisímetro no município de Santa Maria-RS. Os métodos selecionados foram Camargo (Camargo; Camargo, 2000), De Bruin (De Bruin, 1978), Hargreaves-Samani (Hargreaves; Samani, 1985), Penman-Monteith e Penman simplificado (Djaman, 2016). Busca-se, dessa forma, o método que melhor se comporta às condições ambientais do local.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Esse estudo foi realizado com dados meteorológicos diários da Estação Convencional do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) localizada no município de Santa Maria, RS, nas coordenadas geográficas 29°43'30" de latitude Sul e 53°43'14" de longitude Oeste e altitude média de 103,1 m. O período utilizado corresponde desde janeiro de 2007 a janeiro 2010. A Figura 1 mostra a localização da estação.

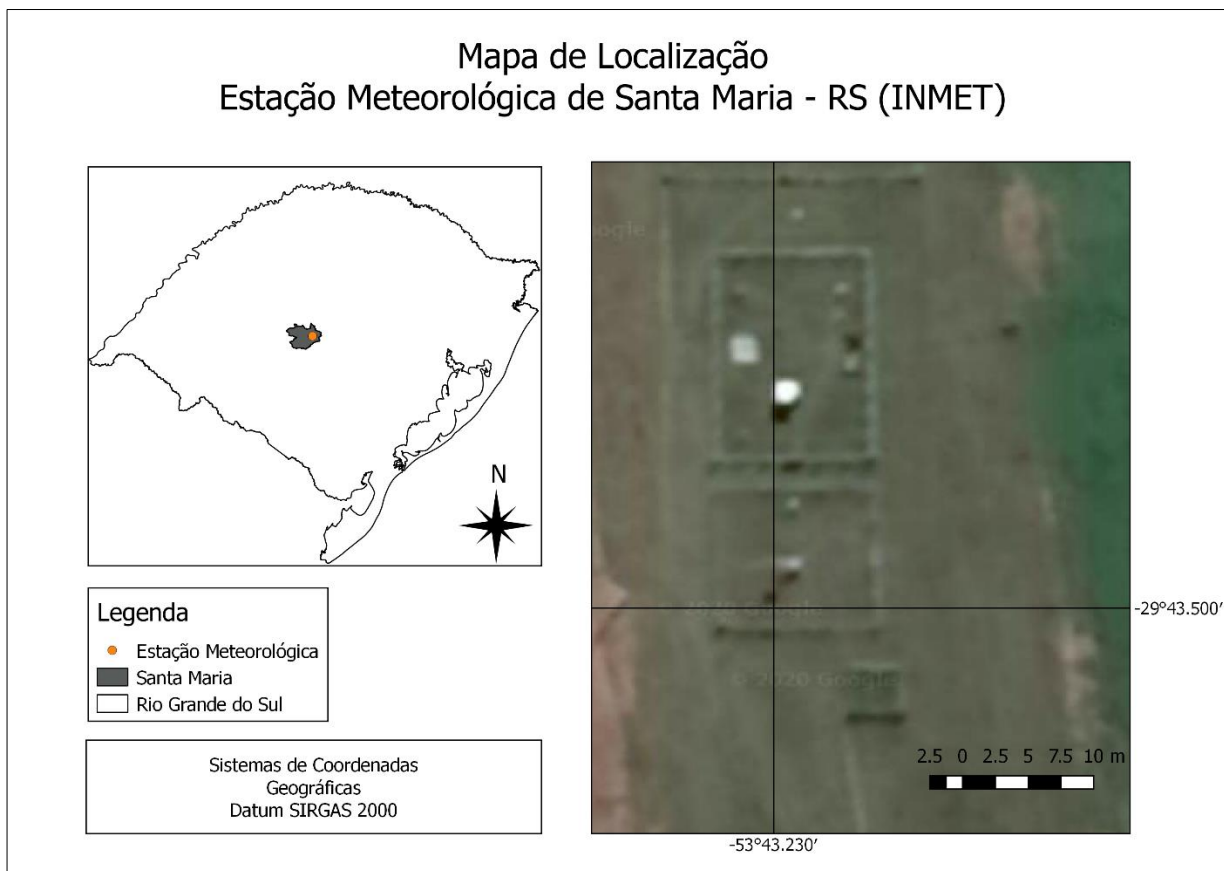


Figura 1: Mapa de localização da Estação Meteorológica Santa Maria – RS do INMET

Da estação foram obtidos dados observados por três lisímetros e os dados necessários para cálculos da evapotranspiração pelos métodos. Os lisímetros da estação são do tipo drenagem e são cultivados com grama. Os dados obtidos por meio desses são os valores de volume drenado pelo lisímetro e volume regado, registrados diariamente. A evapotranspiração foi calculada por meio de balanço hídrico para cada um dos três lisímetros, conforme Equação (1), e a partir desses foi obtido um valor médio diário, considerado como evapotranspiração observada (ETobs) e utilizado para avaliação da evapotranspiração estimada pelos métodos.

$$Et = P + I - D \quad (1)$$

Onde: Et é a evapotranspiração em $\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$, P a precipitação (mm), I a irrigação (mm) e D o volume drenado pelo lisímetro (mm).

Os métodos de estimativa da evapotranspiração avaliados a partir da evapotranspiração medida possuem as equações: Camargo (Camargo; Camargo, 2000), Equação (2); De Bruin (De Bruin, 1978), Equações (3), (4) e (5); Hargreaves-Samani (Hargreaves; Samani, 1985), Equação (6);



Penman-Monteith (Allen et al, 1998), Equação (7); e Penman simplificado (Djaman, 2016), Equações (7), (8), (9) e (10). Os métodos foram abreviados, respectivamente, para C, DeB, HS, PM e PMs.

$$ETp = K * Ra * T * D \quad (2)$$

Onde: ETp é a evapotranspiração potencial em mm/dia, Ra é a radiação solar extraterrestre ($MJ.m^{-2}.dia^{-1}$), D o número de dias do período analisado, T a temperatura média ($^{\circ}C$) e que K um fator de ajuste da função temperatura que varia de: 0,01 para $T < 23,6^{\circ}C$; 0,0105 para $23,6^{\circ}C < T < 24,6^{\circ}C$; 0,011 para $24,5^{\circ}C < T < 25,5^{\circ}C$; 0,0115 para $25,5^{\circ}C < T < 26,5^{\circ}C$; 0,012 para T entre $26,5^{\circ}C$ a $27,5^{\circ}C$ e 0,013 para temperatura maior que $27,5^{\circ}C$.

$$E = \frac{1}{\lambda} * \left(\frac{\alpha}{\alpha-1}\right) * \left(\frac{\gamma}{\Delta+\gamma}\right) * Ea \quad (3)$$

$$Ea = f(u) * (es - ea) \quad (4)$$

$$f(u) = 2,9 + (2,1 * u_2) \quad (5)$$

Onde: E é a taxa de evaporação efetiva ($mm.dia^{-1}$), α é o coeficiente de Priestley e Taylor e é um valor adimensional (1,26), Ea o poder evaporante do ar ($W.m^{-2}$), es a pressão de vapor de saturação (mbar), ea a pressão de vapor atual (mbar), u_2 a velocidade do vento a 2m da superfície ($m.s^{-2}$), λ é calor latente de vaporização (2,45), γ a constante piezométrica ($kPa^{\circ}C^{-1}$) e Δ a declividade da curva de pressão de vapor ($kPa^{\circ}C^{-1}$).

$$ETp = 0,0023 * \frac{Ra}{\lambda} * (Tmax - Tmin)^{1/2} * (T + 17,8) \quad (6)$$

Onde: ETp é a evapotranspiração potencial ($mm.dia^{-1}$), Ra a radiação solar extraterrestre, λ o calor latente de vaporização (2,45), $Tmin$ a temperatura mínima ($^{\circ}C$) e $Tmax$ a temperatura máxima ($^{\circ}C$).

$$ETo = \frac{0,408 * \Delta * (Rn - G) + \gamma * \frac{900}{T + 273} * u_2 * (es - ea)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34 * u_2)} \quad (7)$$



Onde: ETo é a evapotranspiração de referência (mm.dia^{-1}), Rn a radiação solar líquida à superfície de cultura ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), G a densidade do fluxo de calor do solo ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), T a temperatura média diária ($^{\circ}\text{C}$), u_2 a velocidade do vento, e_s a pressão de vapor de saturação (kPa), e_a a pressão de vapor atual (kPa), γ é a constante piezométrica ($\text{kPa } ^{\circ}\text{C}^{-1}$) e Δ é a declividade da curva de pressão de vapor ($\text{kPa.}^{\circ}\text{C}^{-1}$).

O método de Penman-Monteith simplificado foi desenvolvido para estimar a evapotranspiração considerando que no local não existam valores medidos de radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. Dessa forma propõe outras formas de se obter esses dados. O método utiliza a mesma Equação (7) de Penman-Monteith e as Equações (8), (9) e (10) para estimar as variáveis meteorológicas que não são medidas.

$$R_s = Krs (T_{max} - T_{min})^{0,5} * Ra \quad (8)$$

$$Krs = 0,17 \left(\frac{P}{P_o} \right)^{0,5} \quad (9)$$

$$e_a = e^0(T_{min}) = 0,611 \text{Exp} \left(\frac{17,27T_{min}}{T_{min}+237,3} \right) \quad (10)$$

Onde: R_s é a radiação solar de onda curta ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), R_a a radiação solar extraterrestre ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$), T_{max} a temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$), T_{min} a temperatura mínima ($^{\circ}\text{C}$), P a pressão atmosférica média no local da estação (kPa) e P_o a pressão atmosférica à nível do mar (101,3 kPa).

Para a obtenção dos dados diários da estação meteorológica, utilizou-se o programa INMET_Downloader, criado em linguagem R. Para isso contou-se com o pacote básico da linguagem R (R. CORE TEAM 2018) e o interpretador Rstudio (RSTUDIO TEAM, 2019). Para se obter os valores da evapotranspiração outro código foi criado, o mesmo em linguagem R usando as mesmas ferramentas citadas anteriormente. Primeiramente o programa organiza os dados de entrada e depois calcula a evapotranspiração para cada dia para cada método, como resultado cria uma tabela com os valores de entrada utilizados e os valores de evapotranspiração.

A avaliação das estimativas calculadas foi realizada de forma quantitativa por diagrama boxplot e pelos índices estatísticos: MAE, PBIAS, R^2 e RMSE, mostrados pelas Equações (11), (12), (13) e (14). O PBIAS retorna a diferença percentual entre o somatório dos valores observados e o dos estimados; o erro médio absoluto (MAE), ou seja, a média das diferenças absolutas entre valor



observado e valor estimado em que todas as diferenças têm peso igual, o que resulta em uma medida proporcional ao erro; coeficiente de determinação R^2 , que mede o grau de relação linear entre duas variáveis; e a raiz do erro quadrático médio (RMSE), medida da raiz quadrada da média das diferenças quadráticas entre os valores observados e os estimados. O RMSE, por elevar os as diferenças ao quadrado, tende dar um peso maior a erros grandes e seu uso é interessante quando erros desse tipo são indesejáveis.

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |ET_{obs} - ET_{est}| \quad (11)$$

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (ET_{obs} - ET_{est})}{\sum_{i=1}^n ET_{obs}} \right] * 100 \quad (12)$$

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^n (ET_{obs} - \overline{ET_{obs}})(ET_{est} - \overline{ET_{est}})]^2}{\sum_{i=1}^n (ET_{obs} - \overline{ET_{obs}})^2 \sum_{i=1}^n (ET_{est} - \overline{ET_{est}})^2} \quad (13)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (ET_{obs} - ET_{est})^2}{n}} \quad (14)$$

Onde: ET_{obs} é a evapotranspiração observada pelos lisímetros (mm.dia^{-1}), $\overline{ET_{obs}}$ a evapotranspiração média observada pelos lisímetros (mm.dia^{-1}), ET_{est} a evapotranspiração estimada pelas equações (mm.dia^{-1}), $\overline{ET_{est}}$ a evapotranspiração média estimada pelas equações (mm.dia^{-1}) e n o número de valores da amostra utilizada nesse estudo.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A evapotranspiração diária estimada por todos os métodos foi comparada com a ET_{obs} resultante das observações do lisímetro. O resumo das estatísticas básicas da ET_{obs} e de cada uma das estimativas é apresentado pelos boxplots da Figura 2.

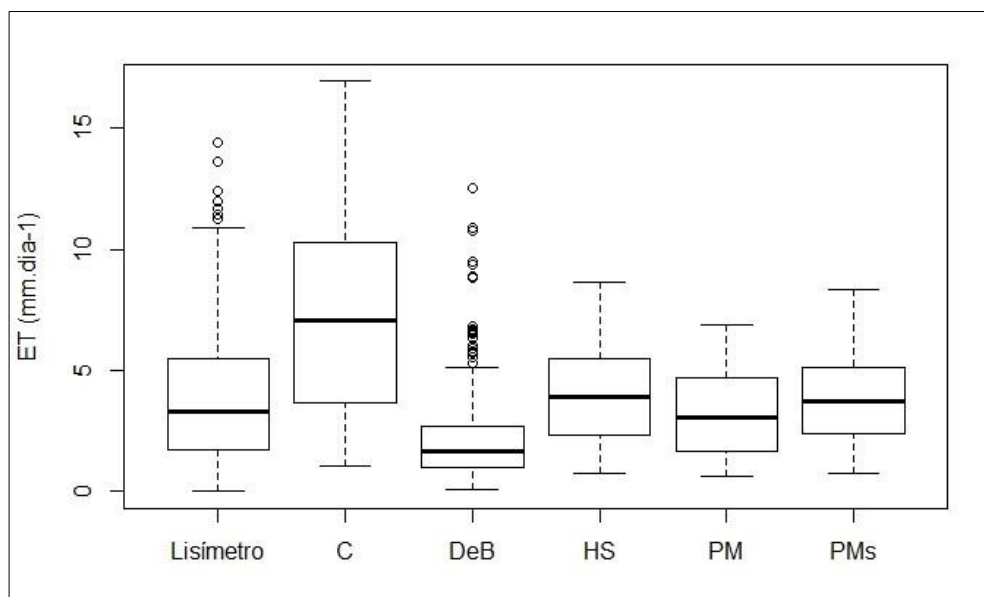


Figura 2: Boxplot dos valores diários de ETObs pelas medições do Lisímetro e estimados pelas equações de Camargo e Camargo (C), De Bruin (DeB), Hargreaves e Samani (HS), Penman-Monteith (PM) e Penman-Monteith simplificado (PMs)

Pode-se verificar, a partir da Figura 2, que a ETObs apresentou grande dispersão com valores entre zero e próximo de 15 mm.dia⁻¹. Como a mediana dos valores observados foi de 3,3 mm.dia⁻¹, próximo da metade do intervalo entre zero e 5 mm.dia⁻¹, e a dispersão situou-se quase que completamente no mesmo intervalo, pode-se dizer que 50% dos valores observados, ou o intervalo entre o primeiro e o terceiro quartil do boxplot, correspondem a algum valor nesse intervalo. Com relação aos outros valores, 25% dos observados se situaram abaixo de 1,7 mm.dia⁻¹ e o restante acima de 5,5 mm.dia⁻¹ com a presença de valores discrepantes, superiores a 10,9 mm.dia⁻¹. Além disso, pela Figura 2 pode-se perceber que o comportamento dos valores estimados por C e DeB não foram semelhantes a ETObs, com medianas de 7,1 e 1,7 mm.dia⁻¹, respectivamente. Diferente dos resultados dos métodos HS, PM e PMs, que tiveram a medianas de 3,9, 3,0 e 3,7 mm.dia⁻¹, respectivamente, e o intervalo entre primeiro e terceiro quartil dos valores mais próximos aos do conjunto de valores observados do que C e DeB. Ou seja, os métodos com melhor desempenho a partir dessa análise foram HS, PM e PMs. O único ponto que não foi semelhante foi com relação a dispersão, em que os 3 métodos tiveram diferença considerável do valor do limite superior comparados com o do lisímetro.

A Tabela 1 mostra os resultados dos índices estatísticos MAE, RMSE, PBIAS e R² calculados. Os menores valores de MAE e RMSE foram obtidos nos métodos HS e PMs. Ambos registraram, respectivamente, o menor e o segundo menor valor nos dois índices. Ao se tratar do PBIAS, ambos mantiveram os menores valores, porém com ordem invertida: PMs apresentou o menor valor



(2,15%) e HS o segundo melhor (6,68%). Além disso, a diferença entre os métodos foi maior do que a registrada pelos índices MAE e RMSE. Isso indica que, ao analisar MAE, RMSE e PBIAS, ou seja, 3 dos 4 índices utilizados para avaliação, os métodos que tiveram os melhores desempenho foram HS e PMs. Além disso, esses dois métodos tiveram comportamento semelhante a ETobs pelo boxplot da Figura 1, com exceção de que os métodos não tiveram valores em uma faixa tão extensa quanto a ETobs e não apresentaram valores discrepantes.

Do índice R^2 , obteve-se que o melhor resultado foi de C, o qual se mostrou com um desempenho inferior se levar em consideração as outras análises. Os métodos HS, PM e PMs tiveram resultados ligeiramente inferiores que C no índice R^2 e, ao considerar-se os outros índices e o boxplot, isso indica um bom desempenho. Por outro lado, DeB teve um péssimo desempenho no R^2 , com um valor de 0,09, e ruim nas outras análises, o que indica que o método não se mostrou usualmente interessante para o local. Os métodos HS e PMs, melhores resultados nos índices MAE, RMSE e PBIAS tiveram resultados inferiores a C no índice R^2 , porém a diferença não foi significativamente grande, o que indica um resultado satisfatório dos métodos. A regressão linear de cada um dos métodos de estimativa é apresentada na Figura 2.

Tabela 1: Resultados dos testes estatísticos das estimativas de ET comparadas com a ET observada pelas medições do lisímetro

	MAE (mm.dia ⁻¹)	RMSE (mm.dia ⁻¹)	PBIAS (%)	R^2
C	3,86	4,82	-97,42	0,38
DeB	2,34	3,13	45,41	0,09
HS	1,59	2,14	-6,68	0,36
PM	1,66	2,28	13,41	0,31
PMs	1,60	2,15	-2,15	0,34

Todos métodos de estimativa apresentaram um valor de R^2 relativamente baixo, considerando que o índice tem os melhores resultados quanto mais próximo de 1.00. Acredita-se que um dos motivos para esse comportamento seja os valores de ETobs iguais a zero, o que não se repetiu nos resultados de ET estimada nos métodos. Nenhum deles estimou valor de ET zero, somente próximo a esse valor.

Com relação a PM, o método teve resultados semelhantes a HS e PMs nos índices MAE, RMSE e R^2 , o que mostra um desempenho inferior, porém não tanto quanto os resultados de C e DeB no boxplot e nos índices MAE e RMSE. Ao considerar-se o PBIAS, PM apresentou uma diferença



considerável entre os dois melhores métodos e teve um desempenho intermediário na comparação com todos os métodos avaliados.

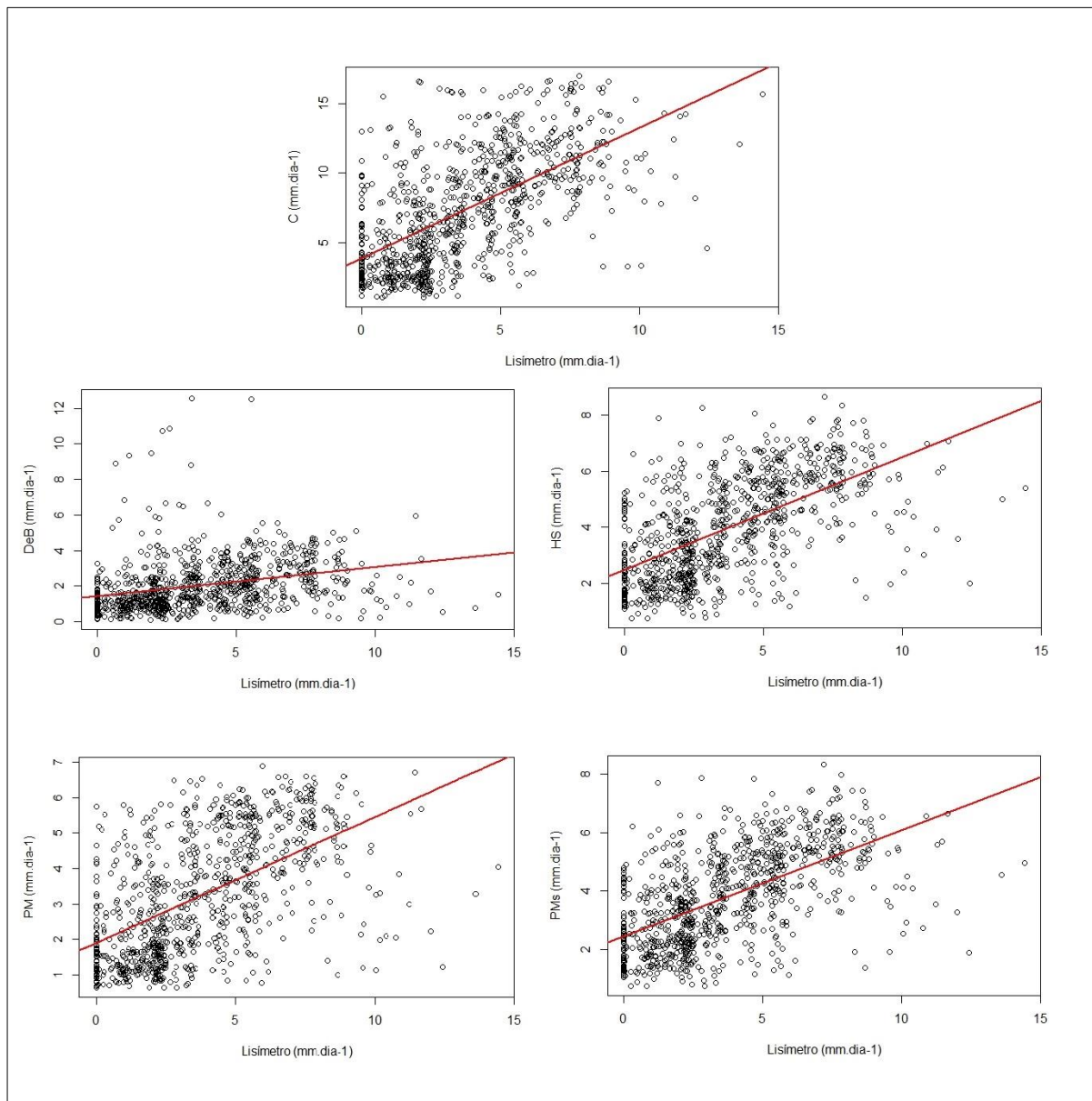


Figura 3: Regressão linear da ETobs pelas medições do Lisímetro comparados com a ET estimada pelas equações de Camargo e Camargo (C), De Bruin (DeB), Hargreaves e Samani (HS), Penman-Monteith (PM) e Penman-Monteith simplificado (PMs).

Pelas análises do boxplot e dos índices estatísticos calculados, HS e PMs tiveram os melhores desempenhos. HS teve resultados ligeiramente melhores que PMs nos índices MAE, RMSE e R^2 , porém PMs teve resultado melhor no índice PBIAS e com uma diferença mais considerável que nos outros índices. O bom desempenho de HS na região já havia sido observado por Medeiros et al (1998) que realizaram pesquisa semelhante ao avaliar diferentes métodos de estimativa da



evapotranspiração. Apesar desse bom desempenho de HS, considerou-se PMs como o método mais adequado para o local de estudo.

A Figura 4 mostra a ET média mensal, em $\text{mm}\cdot\text{dia}^{-1}$, observada pelo Lisímetro e a estimada por PMs. Pela figura observa-se que os valores médios de PMs são próximos do observado, principalmente nos meses de março e abril (3 e 4) em que as diferenças entre um e outro foram inferiores a $0,03 \text{ mm}\cdot\text{dia}^{-1}$ e mostram o bom desempenho de PMs. Os piores resultados se deram nos meses de agosto e setembro (8 e 9), mas não foram superiores a $0,7 \text{ mm}\cdot\text{dia}^{-1}$.

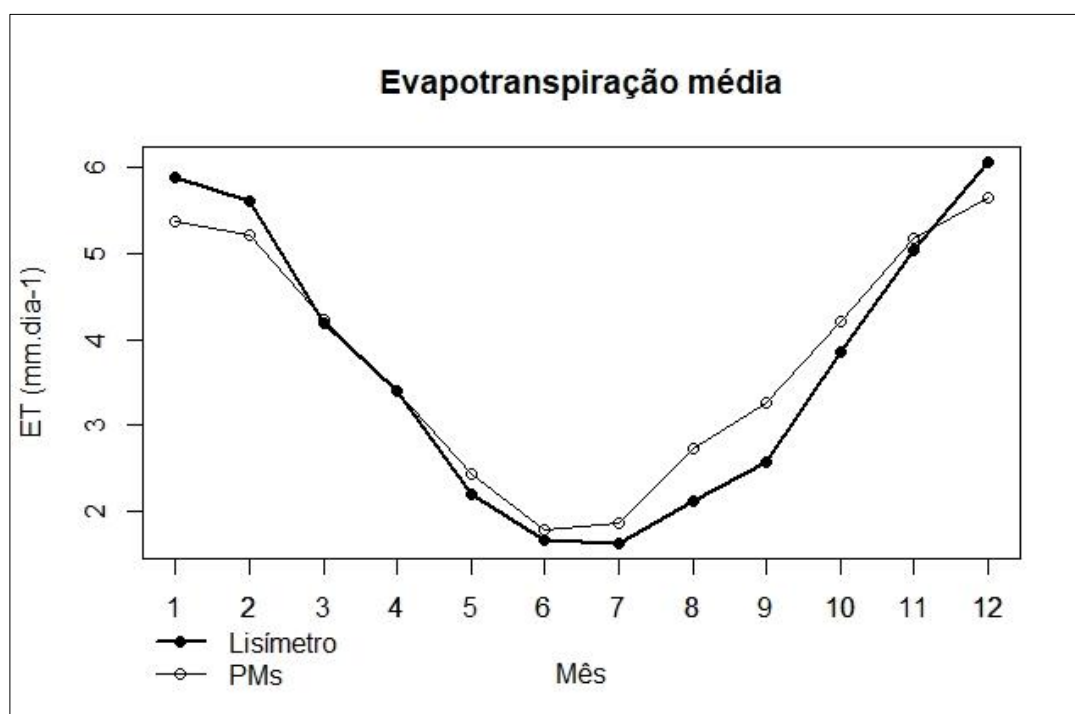


Figura 4: Evapotranspiração média mensal, em $\text{mm}\cdot\text{dia}^{-1}$, observada pelas medições do lisímetro e estimada por PMs.

A expectativa era de que o método mais adequado fosse PM, por ser o método padrão indicado pela FAO, utilizar uma quantidade maior de variáveis de entrada e conseguir abranger diversos fatores que interferem na evapotranspiração (JACOBS; SATTI, 2001). Entretanto, o método mais adequado foi PMs, o método de Penman-Monteith com as equações para estimar radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. Ou seja, os resultados mostram que, quando não há dados disponíveis para utilizar o método, é mais indicado utilizar procedimentos de estimativa por meio das equações propostas de substituição. Fontoura et al (2016) tiveram resultados semelhantes ao analisar equações de estimativa da evapotranspiração com dados de diversas estações meteorológicas do Rio Grande do Sul.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Entre os métodos avaliados, os desempenhos menos satisfatórios foram dos métodos C e DeB. O método DeB teve os piores resultados em todas as análises realizadas e C somente apresentou os melhores resultados no índice R^2 .

Os métodos HS e PMs tiveram os resultados mais satisfatórios em todas as análises realizadas e PMs mostrou-se o mais indicado entre os métodos. PM apresentou resultados semelhantes aos dois melhores métodos em todas as análises realizadas, exceto PBIAS, em que teve um resultado com diferença considerável de HS e PMs.

Dessa forma, indica-se se utilizar o método PMs, de Penman-Monteith com simplificações, para estimativas de evapotranspiração no município de Santa Maria – RS.

Agradecimentos

Ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC) do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Aboukhaled, A., Afaro, A., Smith, M. Lysimeters. Rome: FAO, 1982. 68 p. (Irrigation and Drainage Paper, 39).
- Abtew, W. 1996. Evapotranspiration measurements and modeling for three wetland systems in south Florida. Water Resources Bulletin. v. 32, n. 3, p. 465-473.
- Allen, R. G. et al. 1998. Crop requirements – Guidelines for computing crop water requirements – FAO irrigation and drainage paper 56. Rome: FAO.
- Allen, R. G. et al. 2011. Evapotranspiration information reporting: I. Factors governing measurement accuracy. Agricultural and forest meteorology. v. 98, p. 899-920.
- Berlato, M. A., Molion, L. C. B. (1981) Evaporação e evapotranspiração. Boletim Técnico 7. Porto Alegre, Instituto de Pesquisas Agronômicas (IPAGRO), 95 pp.
- Bowen, I.S. 1926. The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. Physical review. v. 27, p. 779-787.
- Camargo, A. P.; Camargo, M. B. P.; 2000. Uma revisão analítica da evapotranspiração potencial. Bragantia, v. 59, n. 2, p. 125-137.
- Collischonn, W.; Dornelles, F. 2013. Hidrologia para engenharia e ciencias ambientais. Porto. Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH).



- De Bruin, H. A. R. 1978. A simple model for shallow lake evaporation. *Journal of Applied Meteorology*, v. 17, n. 8, p. 1132-1134.
- Djaman, K. et al. 2016. Evaluation of FAO-56 penman-monteith model with limited data and the valiantzas models for estimating grass-reference evapotranspiration in Sahelian conditions. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, v. 142, n. 11, p. 04016044.
- Fontoura, J. R. et al. 2016. Evaluation of different methods to estimate daily reference evapotranspiration in ungauged basins in Southern Brazil. Vienna, Austria: EGU General Assembly.
- Hargreaves, G. H.; Samani, Z. A. 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied engineering in agriculture*, v. 1, n. 2, p. 96-99.
- Jacobs, J. M.; Satti, S. R.; Fitzgerald, J. M. 2001. Evaluation of reference evapotranspiration methodologies and AFSIRS crop water use simulation model. St. Johns River Water Management District.
- Jensen, M. E.; Burman, R. D.; Allen, R. G. 1990. ASCE manuals and reports on engineering practice No. 70. In: American Society of Civil Engineers.
- Machado, R.E., Mattos, A. 2001. Construção e instalação de um lisímetro com sistema de drenagem. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, Santa Maria, v. 9, n. 1, p. 147-151.
- Maidment, D. R. et al. 1993. *Handbook of hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1993.
- McShane, R. R.; Driscoll, K. P.; e Sando, R. 2017. A review of surface energy balance models for estimating actual evapotranspiration with remote sensing at high spatiotemporal resolution over large extents. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report, n. 5087.
- Medeiros, S. L. P; Mafron, P. A; Bianchi, C. 1998. Avaliação de métodos de estimativa da evapotranspiração de referência para a região mesoclimática de Santa Maria-RS. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v.6, n.1, p.105-109.
- Mehdizadeh, S.; Behmanesh, J.; Khalili, K. 2017. Using MARS, SVM, GEP and empirical equations for estimation of monthly mean reference evapotranspiration. *Computers and Electronics in Agriculture*. v. 139, p. 103-114.
- Pereira, A. R.; Villa Nova, N. A. 1997. Sediayama. GC Evapo (transpi) razão. Piracicaba: FEALQ.
- R. CORE TEAM. 2018. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Áustria; 2015. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>.
- RSTUDIO TEAM. 2019. RStudio: Integrated Development Environment for R. Boston, MA: RStudio, Inc. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>
- Silva, R. D. da. 2017. Evapotranspiração de referência para Londrina, Paraná: desempenho de diferentes métodos de estimativa. *Semina: Ciências Agrárias*. Londrina, v. 38, n. 4, p. 2363-2374.
- Silva, G. H. da.; 2018. Performance of different methods for reference evapotranspiration estimation in Jaíba, Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 22, n. 2, p. 83-89.
- Tucci, C.E.M. (Org.). 2012. *Hidrologia, ciência e aplicação*. 4. ed. Porto Alegre: Editora UFRGS.



ANÁLISE DE DETERIORAÇÃO DA AMBIÊNCIA COM VISTAS AO PLANO DE GERENCIAMENTO INTEGRADO DA SUB-BACIA RIO MAROMBAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CANOAS

| ID 15695 |

1Lucas de Bona Sartor, 2Taciana Furtado Ribeiro, 3Camila Caroline Branco, 4Mariáh de Souza, 5Júlia Nercolini Göde, 6Mariana Gomes Oliveira, 7Renata Bulling Magro, 8Thaís Agda Rodrigues da Cruz Primo

1Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: lbs_bona@hotmail.com; 2Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: taciana-furtado@hotmail.com; 3Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: camila-branco@hotmail.com; 4Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: maria_h_souza10@hotmail.com; 5Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: julianercolini@hotmail.com; 6Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: marianagomes.udesc@gmail.com; 7Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: renatamagro4@gmail.com; 8Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: thaisagdarcp@gmail.com

| RESUMO |

O conceito de bacia hidrográfica tem sido utilizado como uma unidade geomorfológica fundamental, pois as suas características governam, no seu interior, todo o fluxo superficial da água (PISSARRA, POLITANO e FERRAUDO, 2004). Segundo Santos (2004), no Brasil, cada vez mais, faz-se necessária à ampliação de estudos que levem em consideração o planejamento do ambiente e que sejam amplos e capazes de avaliar a degradação crescente dos recursos naturais ligados a bacias hidrográficas. Diante disso, o Plano de Gerenciamento Integrado da Bacia Hidrográfica (PGIBH) é um instrumento da Política de Gestão de Recursos Hídricos que visa o desenvolvimento sustentável da bacia. Assim, este trabalho tem como objetivo analisar a deterioração da ambiência da sub-bacia rio Marombas com vistas a elaboração do PGIBH do rio Marombas, pertencente a bacia hidrográfica do rio Canoas. A sub-bacia está localizada no planalto serrano catarinense, com área aproximada de 3941,04 km² e perímetro de 554,33 km. Esta foi dividida em 10 setores para facilitar a caracterização e gerenciamento da área. Para determinar o grau de deterioração da sub-bacia rio Marombas, utilizou-se três diagnósticos, sendo um deles o Diagnóstico Físico Conservacionista (DFC), este tem como meta determinar o potencial de degradação ambiental de uma bacia a partir de fatores naturais, como subsídio ao planejamento e manejo dos recursos naturais. O segundo diagnóstico utilizado para determinar o grau de deterioração da sub-bacia rio Marombas, é o Diagnóstico Socioeconômico (DSE). De acordo com Lima, Andrade e Barcelos (2013), o DSE consiste em uma tradução da realidade vivida por uma população em determinado espaço geográfico, por meio da utilização de indicadores de boa confiabilidade, validade e degradabilidade que permeie diversas dimensões da realidade social. O terceiro diagnóstico utilizado para determinar o grau de deterioração da sub-bacia rio Marombas, é o Diagnóstico Ambiental (DA), para realização deste leva-se em consideração todos os elementos de poluição direta dos setores, para assim elaborar-se planos que visam traçar linhas de ação ou tomar decisões para prevenir, controlar e corrigir problemas ambientais. A partir disso, foi calculado a unidade crítica de deterioração para cada diagnóstico realizado, e posteriormente, obteve-se a deterioração da ambiência nos mesmos, a qual objetivou a priorização da tomada de decisão da aplicação do PGIBH. De modo geral, o atual percentual de remanescente de vegetação nativa na sub-bacia rio Marombas é considerado satisfatório, mas vale salientar que o intenso desenvolvimento de atividades antrópicas poderá levar à perda de biodiversidade da sub-bacia, comprometer as relações ecológicas e de com isso, o ecossistema local. A partir disso,



recomenda-se para sub-bacia de estudo a implementação de programas relacionados a educação ambiental, monitoramento da qualidade da água, monitoramento da qualidade do ar, proteção e recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e controle de aplicação de agrotóxicos. A análise e interpretação da deterioração da ambiência da sub-bacia rio Marombas, serviu de subsídio para realização da etapa de planejamento do PGIBH dessa sub-bacia. A próxima etapa consiste no processo de implantação dos programas estabelecidos de acordo com a priorização elaborada neste estudo. Para isso, se faz necessário a busca por recursos financeiros, humanos e tecnológicos, e a partir disso a definição de estratégias de ação, para as tomadas de decisão, que influenciará na melhor aplicação do PGIBH, e conseqüentemente na proteção e recuperação ambiental da sub-bacia em estudo.

Palavras-chave: Gestão de Recursos Hídricos; Bacia Hidrográfica; Desenvolvimento sustentável.

| INTRODUÇÃO |

As bacias hidrográficas podem ser definidas como uma área de captação natural da água de precipitação, compostas por um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que confluem até resultar em um leito único, denominado exutório. As bacias hidrográficas podem ser fracionadas em unidades menores, classificadas como sub-bacias (TUCCI, 1997).

Pissarra, Politano e Ferraudó (2004) mencionam que a bacia hidrográfica tem sido utilizada como uma unidade geomorfológica fundamental, pois as suas características governam, no seu interior, todo o fluxo superficial da água. Assim, pode ser considerada uma unidade territorial e sistêmica ideal para o planejamento integrado do manejo dos recursos naturais.

É nesse contexto que surge a importância do gerenciamento integrado dos recursos hídricos, onde a bacia hidrográfica é a unidade básica físico-territorial de planejamento e gerenciamento desses recursos. Para um melhor gerenciamento dos recursos hídricos foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos pela Lei Nacional nº 9.433, em 1997, a qual determina a descentralização participativa e integrada dos mesmos.

O uso diversificado e complexo dos recursos hídricos tem grande impacto na economia regional e nacional, uma vez que os impactos quantitativos e qualitativos gerados demandam custos para recuperação e tratamento de água e dos ecossistemas aquáticos (TUNDISI, 2003).

De acordo com Das Neves (2012), a questão ambiental é complexa, por isso deve ser gerenciada dentro de uma política global, a partir de uma avaliação da magnitude da problemática existente, os seus riscos pontuais e sua expansão, dentro de uma visão panorâmica da situação causa-efeito e da amplitude do dano ambiental. Desta forma, o processo de apropriação e exploração



ambiental em bacias hidrográficas necessita de diagnósticos que visem identificar aspectos positivos e prevenir os impactos ambientais considerados negativos.

Santos (2004), lembra que para o estudo de bacias hidrográficas, o diagnóstico ambiental representa o caminho para compreender as potencialidades e as fragilidades de uma determinada área de estudo, bem como, a evolução histórica de ocupação e das pressões do homem sobre os ambientes naturais e, também, esclarece sobre os acertos e os conflitos do solo e os impactos passados, presentes e futuros. No Brasil, cada vez mais, faz-se necessária à ampliação de estudos que levem em consideração o planejamento do ambiente e que sejam amplos e capazes de avaliar a degradação crescente dos recursos naturais ligados a bacias hidrográficas.

Diante disso, o Plano de Gerenciamento Integrado da Bacia Hidrográfica (PGIBH) é um instrumento da Política de Gestão de Recursos Hídricos que tem como objetivo definir a agenda de recursos hídricos para as bacias hidrográficas, identificando ações de gestão, programas, projetos, obras e investimentos prioritários, com a participação dos poderes público, estadual e municipal da sociedade civil e dos usuários, tendo em vista o desenvolvimento sustentável da bacia. Assim, este trabalho tem como objetivo analisar a deterioração da ambiência da sub-bacia rio Marombas com vistas a elaboração do PGIBH deste rio, pertencente a bacia hidrográfica do rio Canoas, detentora de uma riqueza ambiental e de recursos hídricos singulares.

| MATERIAL E MÉTODOS |

O alvo de estudo deste trabalho é a sub-bacia rio Marombas, inserida na bacia hidrográfica do rio Canoas, localizada na região serrana do estado de Santa Catarina (Figura 1). Esta tem uma área aproximada de 3941,04 km² e um perímetro de 554,33 km, e abrange os municípios catarinenses de Brunópolis, Campos Novos, Curitibanos, Fraiburgo, Frei Rogério, Lebon Régis, Monte Carlo, Santa Cecília, São Cristóvão, e Ponte Alta do Norte.

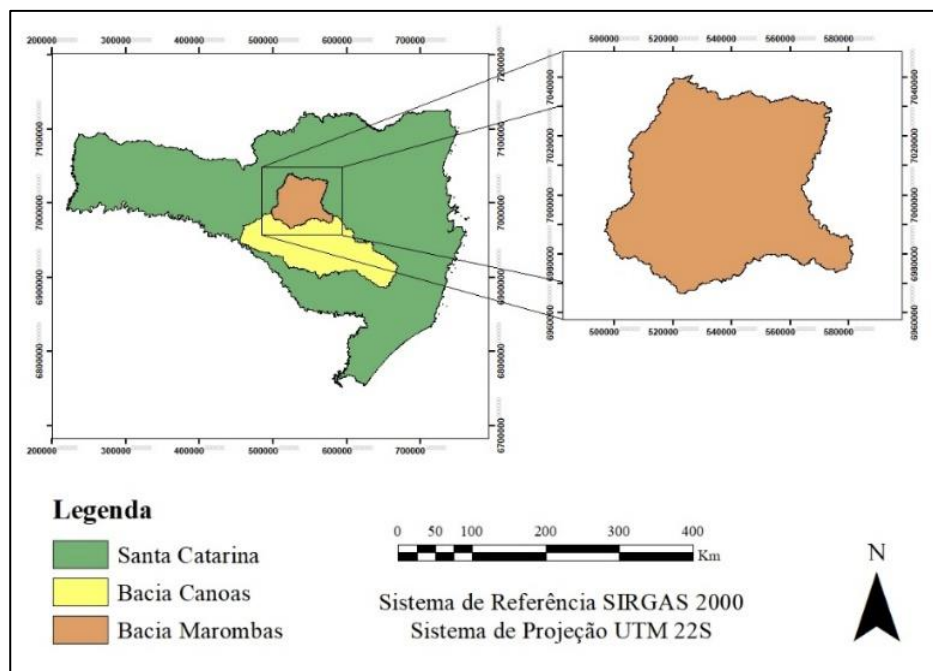


Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Canoas com destaque para a sub-bacia rio Marombas em relação ao estado de Santa Catarina

Com o objetivo de reconhecer e desenvolver o diagnóstico ambiental da sub-bacia rio Marombas executou-se uma saída a campo. A saída ocorreu em agosto de 2017, sendo percorrido um trajeto de aproximadamente 203 km, onde foi possível observar e analisar os diferentes relevos, a diversidade da vegetação, os diferentes tipos, usos e ocupações do solo, entre outros. A parte de reconhecimento da área é fundamental, uma vez que fornece informações básicas que possibilitam o entendimento da situação atual de alguns elementos do sistema, que influenciam diretamente em todos os pontos da sub-bacia.

O aplicativo de Sistema de Informação Geográfica (SIG) adotado para a manipulação do Modelo de Digital de Terreno (MDT) da sub-bacia em questão foi o ArcMap 10.3. O MDT utilizado, apresenta resolução espacial de 30 m, oriundo do levantamento aerofotogramétrico, realizado em 2012, pela Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável do Estado de Santa Catarina (SDS).

O ordenamento de canais desta sub-bacia baseou-se na classificação apresentada por Strahler, em que os canais sem tributários são denominados de primeira ordem, os que se originam da confluência de dois canais de primeira ordem são de segunda ordem e quando ocorre a confluência de dois canais de segunda ordem são de terceira ordem, e assim sucessivamente (SILVEIRA, 2001). Para a distribuição das classes de declividade do terreno, adotou-se a classificação utilizada pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), onde a declividade do terreno varia de 0% (relevo plano) a maior que 75% (relevo forte-montanhoso) (EMBRAPA, 1979).



Os parâmetros morfométricos da sub-bacia, utilizados ao longo do estudo, foram obtidos com o auxílio do aplicativo ArcMap 10.3, e calculados conforme metodologia proposta por Rafaeli Neto (1994). Sendo estes, área, perímetro, comprimento axial, largura média, fator de forma, coeficiente de compacidade, índice de circularidade, sinuosidade do rio principal, declividade média, comprimento total de canais, relação de bifurcação, densidade de drenagem, coeficiente de manutenção, relação de relevo, índice de rugosidade, coeficiente de massividade e coeficiente orográfico.

A sub-bacia rio Marombas foi dividida em 10 setores para facilitar a caracterização e gerenciamento da área, sendo esses nomeados, como P0, P1, P2, P3 rio Bonito, rio Lajeado das Cadeias, rio Mansinho, rio Patos, rio Pedras e rio Taquaruáçu (Figura 2).

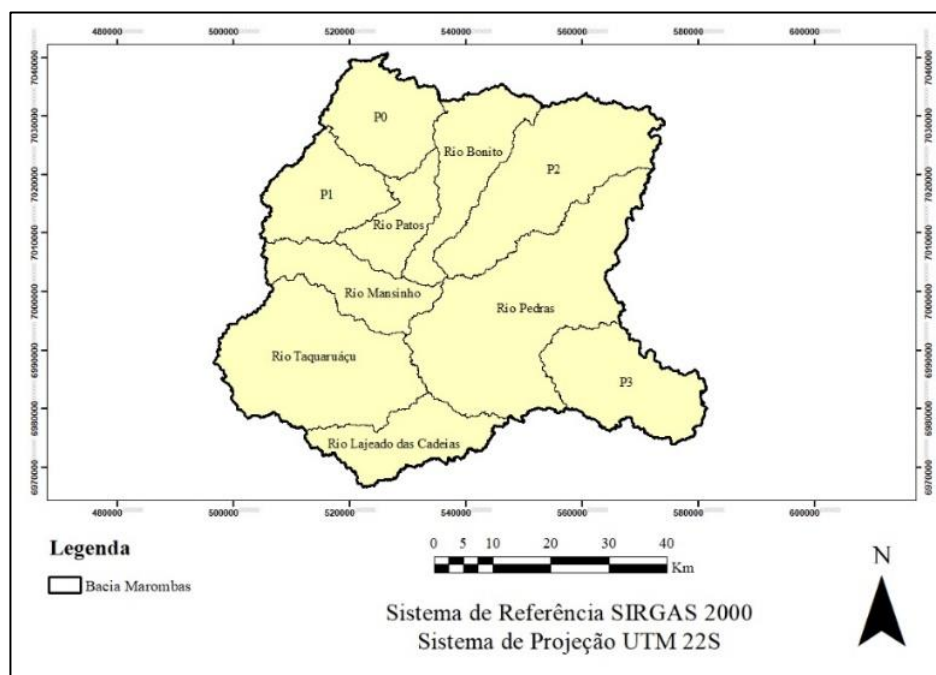


Figura 2: Setores da sub-bacia rio Marombas

Para determinar o grau de deterioração da sub-bacia rio Marombas, utilizou-se três diagnósticos, sendo um deles o Diagnóstico Físico Conservacionista (DFC), este tem como meta determinar o potencial de degradação ambiental de uma bacia a partir de fatores naturais, como subsídio ao planejamento e manejo dos recursos naturais.

Segundo Ferretti (2003), a metodologia parte da definição de sete parâmetros: grau de semelhança entre a cobertura vegetal original e a atual (COa), grau de proteção fornecido ao solo pela cobertura vegetal atual (CAb), declividade média (DMc), erosividade da chuva (Ed); potencial erosivo dos solos (PEe), densidade de drenagem (DDf) e o balanço hídrico (BHg).



A partir da obtenção desses sete parâmetros pode-se calcular o grau de deterioração da bacia hidrográfica que, segundo Das Neves (2012, apud BELTRAME, 1994), pode ser representada pela Equação (1).

$$E(f) = COa + CAb + DMc + Ed + PEE + DDf + BHg \quad (1)$$

Onde: $E(f)$ é estado físico-conservacionista, COa é grau de semelhança entre a cobertura vegetal original e a atual, CAb é proteção da cobertura vegetal atual do solo, DMc é declividade média, Ed é grau de erosividade da chuva, PEE é potencial erosivo do solo, DDf é densidade de drenagem e BHg é balanço hídrico.

O parâmetro COa , conforme Das Neves (2012), caracteriza-se por definir o tipo de vegetação que deveria existir originalmente de acordo com algumas características fitogeográficas e/ou edáficas. Neste estudo tomou-se como base a descrição florística de Veloso, Rangel Filho e Lima (1991), publicado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o qual cita que a composição da vegetação em Santa Catarina, para a região de planaltos acima de 500 metros de altitude, na década de 50, era ocupada quase que em sua totalidade por floresta ombrófila mista montana. Sendo assim, para fins de comparação, foram considerados os remanescentes florestais após a urbanização da região de estudo. A classificação do grau de semelhança variou entre 0% (nenhuma semelhança) a 100% (altamente semelhante).

Para Das Neves (2012), o CAb define o grau de proteção do solo proporcional pelo tipo de cobertura existente. Este parâmetro é considerado uma classificação qualitativa que varia de 0, quando não há proteção do solo, a 1, quando a cobertura vegetal oferece total proteção ao solo.

O cálculo da declividade média da bacia foi realizado através da Equação (2), utilizando o mapa de curvas de nível extraído do software ArcMap 10.3, sendo associado as classes de declividade à respectiva forma de relevo, conforme classificação da EMBRAPA (1998).

$$DMc = \frac{L \cdot DN}{A} \quad (2)$$

Onde: L é comprimento total das curvas de nível (km), DN é equidistância entre as curvas de nível (km) e A é área de bacia (km²).



O parâmetro E_d caracteriza-se como a quantidade de solo que se perde pela erosão ocasionada pela chuva (DAS NEVES, 2012). Os dados foram obtidos das estações pluviométricas de Ponte do Rio Antinhas, Passo Marombas, Lebon Régis e Ponte Alta do Norte. Primeiramente, foram agrupadas as precipitações médias mensais e médias anuais das séries históricas, de 1977 a 1989, de cada estação pluviométrica. Posteriormente, foram criados os polígonos de Thiessen para verificar a área de influência de cada estação pluviométrica sobre os 10 setores da sub-bacia rio Marombas. Após a ponderação (precipitação/área), foram calculadas as precipitações médias mensais e anuais de cada setor. Por fim, a perda de solo foi calculada através da Equação (3) desenvolvida por Bertone e Moldenhauer (1980, apud, Das Neves, 2012).

$$E_i = \frac{6,886 * (p_i^2) * 0,85}{P} \quad (3)$$

Onde: E_i é erosividade média de cada mês do ano válida no período da série histórica de chuvas (t/ha.mm/ha), p_i é precipitação média do i -ésimo mês, obtida no período da série (mm), e P é Precipitação total média no ano (mm).

Para a obtenção do parâmetro P_{EE} foi necessário a associação das bases de dados referentes a classificação do uso e ocupação do solo, declividade e classificação do solo da sub-bacia rio Marombas, no aplicativo ArcMap 10.3. Após a união dos arquivos, foi possível classificar em 4 classes referentes ao tipo de solo e declividade e por fim, contabilizar suas respectivas áreas conforme a classificação de uso e ocupação do solo. As classes variaram de 1, sendo áreas com baixo potencial erosivo e declividades de 0 a 20%, até a classe 4, sendo áreas de potencial erosivo muito alto e com declividades entre 20 a 45%.

Segundo Villela e Matos (1975), o parâmetro DD_f é um indicador do grau de desenvolvimento de um sistema de drenagem, pois varia inversamente com a extensão do escoamento superficial e, portanto, fornece uma indicação da eficiência da drenagem da bacia. A DD_f é obtida pelo parâmetro morfométrico densidade de drenagem, e sua classificação varia entre valores menores que 0,5 km/km^2 (baixa DD_f) e maiores que 3,50 km/km^2 (muito alta DD_f).

De acordo com Das Neves (2012), o parâmetro BH_g é a relação da entrada e saída de água no solo e o desequilíbrio desse indicador pode causar danos irreversíveis sobre os recursos naturais da área em estudo. O cálculo do BH_g foi realizado pelo método de Thornthwaite e Mather (1995, apud, Das Neves, 2012), com dados entre os anos de 1987 e 1989 para 4 estações pluviométricas, sendo as mesmas Lebon Régis, Passo Marombas, Ponte Alta do Norte e rio Antinhas. Este método utiliza dados



de precipitação (P), evapotranspiração (ETP) e a capacidade de água disponível do solo (CAD) para a determinação de demais parâmetros importantes no balanço hídrico climatológico, como o armazenamento de água no solo, evapotranspiração real, deficiência hídrica, entre outros. Utilizou-se o aplicativo Excel 2013 para o processamento dos dados e posteriormente a realização dos cálculos. A classificação desse parâmetro varia entre BHg sem deficiência hídrica e excedente hídrico superior a 1500mm/ano (muito alto) até BHg com deficiência hídrica, pelo menos em mês/ano qualquer excedente (baixo).

O segundo diagnóstico utilizado para determinar o grau de deterioração da sub-bacia rio Marombas, é o Diagnóstico Socioeconômico (DSE). De acordo com Lima, Andrade e Barcelos (2013), o DSE consiste em uma tradução da realidade vivida por uma população em determinado espaço geográfico, por meio da utilização de indicadores de boa confiabilidade, validade e degradabilidade que permeie diversas dimensões da realidade social.

O índice de Desenvolvimento Humano (IDH), criado na década de 90, mede o nível de desenvolvimento humano utilizando como critérios indicadores de educação, longevidade e renda (SEBRAE, 2013). Este índice varia de 0 (nenhum desenvolvimento humano) a 1 (desenvolvimento humano total), de acordo com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), (2010).

Deste modo, realizou-se a caracterização socioeconômica dos 10 municípios inseridos na sub-bacia rio Marombas, o reconhecimento dos municípios inseridos no setor em questão é de fundamental importância para o planejamento da gestão da bacia hidrográfica, pois cada comunidade prioriza o uso dos recursos na bacia de diferentes formas, de acordo com suas maiores necessidades. Foi possível realizar a caracterização de cada município inserido nesta sub-bacia quanto à população, densidade demográfica, trabalho e rendimento, educação, economia, saúde, território e ambiente, além do Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), todos esses dados foram obtidos com o auxílio dos materiais disponibilizados no site do IBGE.

Para a realização do DSE foi escolhida a variável IDHM, que abrange os indicadores de longevidade, educação e renda. Foi feito a ponderação do IDHM dos municípios presentes em cada setor, respectivamente.

O terceiro diagnóstico utilizado para determinar o grau de deterioração da sub-bacia rio Marombas, é o Diagnóstico Ambiental (DA), para realização deste leva-se em consideração todos os elementos de poluição direta dos setores, para assim elaborar-se planos que visam traçar linhas de ação ou tomar decisões para prevenir, controlar e corrigir problemas ambientais.

De acordo com Silva et al. (2009), o aumento da pressão sobre os recursos e os ecossistemas naturais, além da capacidade suporte tem sido uma preocupação cada vez mais presente em diversas



áreas e em diferentes escalas de avaliação. Por isso, faz-se necessário a realização do DA, o qual serve como subsídio para elaboração PGIBH.

Rafaeli Neto (2016), apresenta os principais elementos que geram degradação ambiental ao meio, sendo os índices com variação de 1, que representa o valor mínimo ou ausência de degradação, ou 2 que representa o valor máximo ou presença de deterioração ambiental. Com isso, foram elencados os índices para os elementos, de acordo com a realidade de cada setor da sub-bacia rio Marombas, e feito o somatório por setor, para representação numérica total.

A partir disso, foi calculado a unidade crítica de deterioração para cada diagnóstico realizado. Considerou-se o valor mínimo e máximo da degradação ambiental de 7 e 34, para o DFC, de 0 e 1, para o DSE, e de 21 e 42, para o DA. A unidade crítica de deterioração para os três diagnósticos variou de 0 a 100%. Com o auxílio do aplicativo Excel 2013, aplicou-se a equação da reta, e foram calculados a unidade crítica de deterioração físico conservacionista, socioeconômica e ambiental, para os 10 setores da sub-bacia rio Marombas, respectivamente. Posteriormente, efetuou-se uma média aritmética entre as unidades críticas de deterioração dos três diagnósticos em cada setor, para obter a deterioração da ambiência nos mesmos, a qual objetivou a priorização da tomada de decisão da aplicação do PGIBH na sub-bacia rio Marombas.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A partir dos resultados encontrados no DFC, para cada parâmetro nos 10 setores da sub-bacia rio Marombas, obteve-se o índice de deterioração ambiental em termos numéricos, os quais definem, o risco de deterioração físico conservacionista em cada setor estudado. A Figura 3, representa graficamente os resultados do grau de deterioração pelo DFC, por setor da sub-bacia rio Marombas.

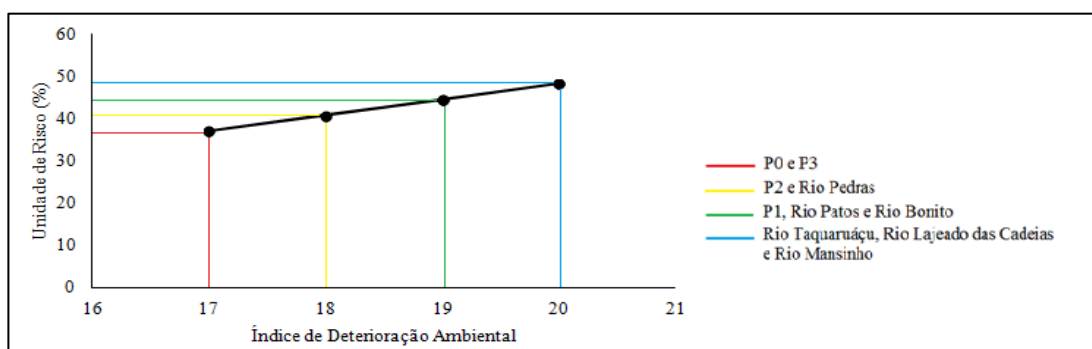


Figura 3: Risco de deterioração físico conservacionista dos setores da sub-bacia rio Marombas



Os setores P0 e P3 apresentam menor deterioração, devido ao maior remanescente de vegetação nativa e o baixo desenvolvimento de atividade agrícola. Por outro lado, rio Taquaruáçu, rio Lajeado das Cadeias e rio Mansinho apresentam maior deterioração, isso deve-se a predominância de atividade agrícola e reflorestamento nesses setores, os quais sofrem maiores impactos devido a essas ações antrópicas.

Com os resultados do DSE, obteve-se o IDH médio de cada setor da sub-bacia rio Marombas, e a partir disso, o risco de deterioração socioeconômica dos mesmos. A Figura 4, representa graficamente os resultados do grau de deterioração pelo DSE, por setor da sub-bacia rio Marombas.

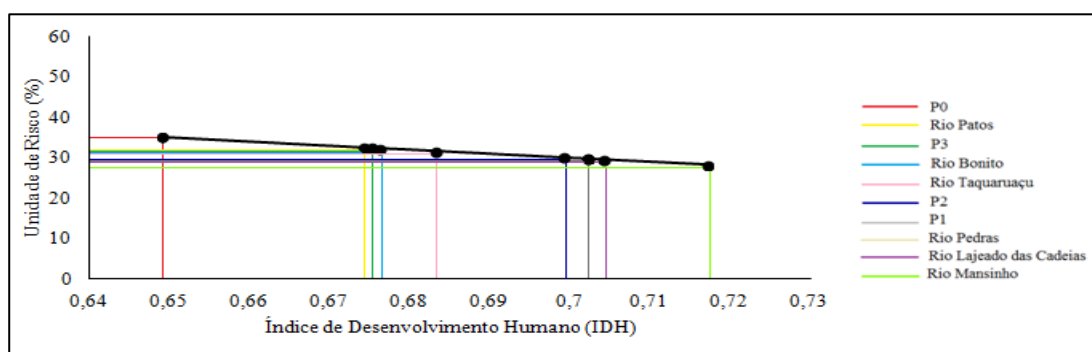


Figura 4: Risco de deterioração socioeconômico dos setores da sub-bacia rio Marombas

O setor que apresentou o maior IDH médio foi o de rio Mansinho, de 0,717, que abrange os municípios de Curitibaanos, Fraiburgo e Frei Rogério, este apresentou também a menor deterioração socioeconômica. O setor com menor IDH médio foi o P0, de 0,649, que abrange somente o município de Lebon Régis, este setor também possui o maior valor de deterioração socioeconômica. Este resultado pode indicar uma falta de interesse ou preocupação nas questões ambientais, pois quando não há investimento em saúde pública e educação a área ambiental não é prioridade.

O DA, apresenta os resultados de ausência ou presença dos principais elementos que geram degradação ambiental ao meio, nos 10 setores da sub-bacia rio Marombas. A partir disso, obteve-se o índice de deterioração ambiental em termos numéricos, os quais definem, o risco de deterioração ambiental em cada setor estudado. A Figura 5, representa graficamente os resultados do grau de deterioração pelo DA, por setor da sub-bacia rio Marombas.

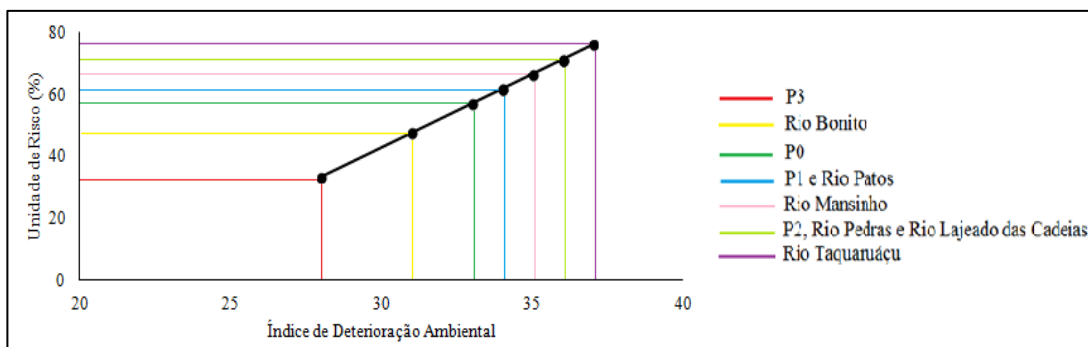


Figura 5: Risco de deterioração ambiental dos setores da sub-bacia rio Marombas

O rio Taquaruáçu é o setor com maior alteração das suas condições naturais, resultado das intensas atividades antrópicas desenvolvidas no setor. Subsequentemente os setores P2, rio Pedras e rio Lajeado das Cadeias também apresentaram valores elevados de degradação ambiental. Entretanto, o setor P3, apresentou um valor menor de degradação ambiental comparado com os demais, isso se deve ao fato de que neste setor não há predominância de atividades agropecuárias, sendo as atividades mais relevantes provenientes do ramo madeireiro.

A tabela 1 apresenta o resultado dos três diagnósticos, e a deterioração das ambiências nos respectivos setores da sub-bacia rio Marombas.

Tabela 1: Deterioração da ambiência dos setores da sub-bacia rio Marombas

Setor	DFC	DSE	DA	Deterioração da ambiência
P3	17	32,43	33,32	27,58
rio Bonito	19	32,35	47,6	32,98
P0	17	35,1	57,12	36,41
P1	19	29,75	61,88	36,88
rio Patos	19	32,52	61,88	37,80
rio Mansinho	20	29,75	66,64	38,80
rio Pedras	18	29,77	71,4	39,72
P2	18	30,04	71,4	39,81
rio Lajeado das Cadeias	20	29,56	71,4	40,32
rio Taquaruáçu	20	31,69	76,16	42,62

Os setores P3 e rio Bonito são as porções da sub-bacia rio Marombas que apresentaram o melhor desempenho quanto à conservação ambiental. Esses setores são de importância para a priorização, quanto a aplicação do PGIBH, pois, primeiramente há a necessidade de manter o que está preservado e depois restaurar uma menor porção do que está degradado.

O subsetor rio Taquaruáçu apresentou o maior índice de degradação, este resultado é justificado pelo alto grau de aspectos e intervenções antrópicas como, atividades agropecuárias e



madeiras, além de alto índice de desmatamento. Portanto, exigirá maiores esforços para a sua recuperação, em relação à investimentos, recursos humanos e elaboração de estratégias para aplicação dos programas propostos no PGIBH.

De modo geral, a sub-bacia rio Marombas, apresenta muitas áreas de remanescentes de mata nativa. Um dos principais motivos, é que esse setor não é altamente povoado e parte da economia é voltada para a subsistência familiar. Vale destacar que na sub-bacia é desenvolvida agricultura de exportação que necessita de um grande volume de água na produção das culturas e o uso intensivo de defensivos agrícolas.

Embora a bacia não seja densamente povoada e apresente um baixo DFC, se não houver um gerenciamento urbano adequado é possível que o crescimento populacional e a instalação de novas indústrias ocorram de forma desordenada, o que irá alterar a qualidade do ambiente de maneira negativa.

O atual percentual de remanescente de vegetação nativa é considerado satisfatório, mas vale salientar que o intenso desenvolvimento de atividades antrópicas poderá levar à perda de biodiversidade da sub-bacia, comprometer as relações ecológicas e com isso, o ecossistema local.

Os planos de gerenciamento de bacias hidrográficas devem contemplar a utilização múltipla dos recursos hídricos, o qual deve considerar a qualidade do ambiente e da vida da população, bem como a conservação do solo para propiciar uma produção mais consciente com relação as questões ambientais. Dessa forma, o planejamento ambiental de uma bacia hidrográfica contempla a elaboração dos programas de desenvolvimento econômico e social e para a otimização do plano de uso, manejo e gestão de qualquer unidade territorial (RODRIGUEZ et al., 2004).

Para este estudo, recomenda-se a implementação de programas relacionados a educação ambiental, monitoramento da qualidade da água, monitoramento da qualidade do ar, proteção e recuperação de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e controle de aplicação de agrotóxicos.

O programa de educação ambiental nos setores P1, P3 e rio Pedras, resultaria na conscientização de um maior número de pessoas, visto que são estes que possuem os maiores percentuais de área urbana.

Para os setores que apresentam maiores áreas de solo exposto, como rio Bonito, rio Lajeado das Cadeias e rio Taquaruáçu, o programa mais efetivo seria o de recuperação de áreas degradadas, de forma a restituir esses locais expostos, preferencialmente em áreas com vegetação nativa.

No caso dos setores P1, rio Mansinho e rio Patos, que apresentam os maiores percentuais de agricultura, o enfoque principal seria no programa de controle de aplicação de agrotóxicos, de forma a diminuir o impacto ambiental que os agroquímicos causam na água e no solo, bem como impedir que essa contaminação atinja outros setores por carreamento das águas subsuperficiais.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A análise e interpretação da deterioração da ambiência da sub-bacia rio Marombas, serviu de subsídio para realização da etapa de planejamento do PGIBH dessa sub-bacia. A próxima etapa consiste no processo de implantação dos programas estabelecidos de acordo com a priorização elaborada neste estudo. Para isso, se faz necessário a busca por recursos financeiros, humanos e tecnológicos, e a partir disso a definição de estratégias de ação, para as tomadas de decisão, que influenciará na melhor aplicação do PGIBH, e conseqüentemente na proteção e recuperação ambiental da sub-bacia em estudo.

É importante enfatizar que investimentos financeiros destinados para a aplicação do plano devem ser bem alocados para a obtenção de melhores resultados. Para a obtenção destes, é de suma importância à criação de um comitê para a sub-bacia rio Marombas que deverá ser composto por uma equipe multidisciplinar. Além disso, os membros desta equipe devem possuir conhecimento na área de gestão para que possam definir as prioridades e também superar possíveis obstáculos, como por exemplo, intervenções políticas que venham a interferir na correta administração do PGIBH.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Beltrame, A. da V.; 1994. Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação. Florianópolis: UFSC, 122p.
- Das Neves, E. H.; 2012. Análise da degradação ambiental da bacia hidrográfica do arroio Pelotas-RS, através do diagnóstico físico-conservacionista (DFC). Porto Alegre: IGEO/UFRGS, 158p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA; 1979. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 83p.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA; 1998. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema brasileiro de classificação de solos. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI.
- Ferretti, E. R.; 2003. Diagnóstico físico-conservacionista - DFC: Instrumento para o plano de bacias hidrográficas - uma aplicação na Bacia do Rio Tagaçaca - município de Guaraqueçaba - PR. Tese - Universidade Federal do Paraná - UFPR.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE - CIDADES. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>. Acesso em: 7 set. 2017.
- Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF 09/01/1997, 470p. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm. Acesso em: 10 ago. 2017.



- Lima, L.; Andrade, M.; Barcelos, V.; 2013. Diagnóstico socioeconômico como instrumento de gestão regionalizada e participativa. VI Congresso CONSAD de Gestão Pública, Brasília, DF, Brasil, 16-18 de abril, 21p.
- Pissarra, T. C. T.; Politano, W.; Ferraudo, A. S.; 2004. Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal (SP). Rev. Bras. Ciênc. Solo, [s.l.], v. 28, n. 2, 297-305p. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010006832004000200008&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 11 ago. 2017.
- Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD). Atlas do desenvolvimento humano no Brasil. Disponível em: <<http://www.pnud.org.br/atlas/>>. Acesso em: 08 nov. 2017.
- Rafaeli Neto, S. L.; 1994. Análises morfométricas em bacias hidrográficas integradas a um sistema de informações geográficas. Dissertação (Mestrado em Ciências Geodésicas), Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 135p.
- Rafaeli Neto, S. L.; 2016. Diagnóstico Socioeconômico e Diagnóstico Ambiental. Lages. 41 p. Aula realizada no CAV/UEDESC.
- Rodriguez, J. M. M.; Da Silva, E. V.; Cavalcanti, A. P. B.; 2004. Geoecologia das Paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental. Fortaleza: Editora UFC.
- Santos, R. F. dos.; 2004. Planejamento Ambiental: Teoria e Prática, Oficina de Texto, São Paulo.
- Secretaria de Desenvolvimento Econômico Sustentável do Estado de Santa Catarina - SDS. 2013. Levantamento Aerofotogramétrico do Estado de Santa Catarina. Florianópolis: ENGEMAP. Documento Digital.
- Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas - SEBRAE. 2013. Santa Catarina em números. Florianópolis: SEBRAE. Disponível em: <https://www.sebrae.com.br/Sebrae/Portal%20Sebrae/Anexos/Macrorregiao%20-%20Grande%20Florianopolis.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2017.
- Silva, I. R. et al.; 2009. Diagnóstico ambiental e avaliação da capacidade de suporte das praias do bairro de Itapoã, Salvador, Bahia. Soc. nat. (Online), Uberlândia, v. 21, n. 1, 71-84p. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1982-45132009000100005&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 19 out. 2017.
- Silveira, A. L. L.; 2001. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C.E.M. (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. São Paulo: EDUSP, 35-51p.
- Tucci, C. E. M.; 1997. Hidrologia: ciência e aplicação. 2.ed. Porto Alegre: ABRH/Editora da UFRGS.
- Tundisi, J. G.; 2003. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. Ciência e Cultura, São Paulo, v. 4, n. 55, 31-33p. Disponível em: <http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?pid=S0009-67252003000400018&script=sci_arttext&tlng=en>. Acesso em: 12 ago. 2017.
- Veloso, H. P.; Rangel Filho, A. L. R.; Lima, J. C.A.; 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 124 p.
- Villela, S. M.; Mattos, A.; 1975. Hidrologia aplicada. São Paulo: McGraw-Hill.



ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO EM ÁREAS PROTEGIDAS NA BACIA DO CÓRREGO LAGEADO, UBERABA-MG

| ID 15699 |

1 Felipe Ivonez Borges Alexandre, 2 Joyce Silvestre de Sousa.

1 Instituto Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: engeofelipe@gmail.com; 2 Instituto Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: joyce@iftm.edu.br;

| RESUMO |

A aprovação do novo Código Florestal Brasileiro (CFB) sancionado pela Lei nº 12.651/2012 demandou a criação de regiões especiais voltadas para a conservação da biodiversidade em propriedades rurais. Entender as mudanças no uso e ocupação do solo que ocorrem em uma região ajudam a definir políticas públicas eficientes para a gestão sustentável da área. Neste contexto, encontra-se a bacia do Córrego Lageado, localizada em Uberaba, Minas Gerais; mais especificamente na Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Uberaba. A conservação e um bom manejo de seus recursos estão associados ao desenvolvimento harmonioso de uma APA. Desse modo, buscou-se identificar as mudanças relacionadas ao uso e ocupação da terra ocorridas nas APP e Reservas Legais da bacia do Córrego Lageado ao longo de uma década por meio de análises de Sensoriamento Remoto. Utilizando dados livres da Plataforma MapBiomias para os anos de 2008 e 2018 e, processando os dados pela ferramenta *Land Change Modeler* do *software* IDRISI. Ao avaliar a implantação do CFB por meio das análises de ocupação de APP e Reservas Legais, identificou-se que apenas 30,83% da área total das APP está ocupada por Florestas, enquanto 46,52% encontra-se preenchida por vegetação nativa para as Reservas Legais. Os resultados apontam necessidade de adequação do uso segundo legislação vigente, pois o cenário encontrado pode estar afetando diretamente na saúde ambiental da bacia.

Palavras-chave: Geoprocessamento; MapBiomias; *Land Change Modeler*.

| INTRODUÇÃO |

A implantação do novo Código Florestal Brasileiro (CFB) composto pelas Leis 12.651/2012 (BRASIL, 2012) e 12.727/2012 (BRASIL, 2012b) gerou discussões na sociedade quanto ao grau de permissividade consentindo em relação ao uso de áreas em propriedades que deveriam ser protegidas (VIEGAS et al., 2014). O CFB regulamentou a criação de zonas especiais como as Áreas de Preservação Permanente (APP) e áreas de Reserva Legal.

As APP possuem o objetivo da preservação de recursos hídricos, a paisagem e a biodiversidade (BRASIL, 2012). Viegas et al. (2014) afirmam que essas APP sofrem com o avanço da agricultura, sendo as mais vulneráveis e degradadas. As Reservas Legais, visam garantir o uso sustentável dos



recursos naturais em uma propriedade rural (BRASIL, 2012); por meio do isolamento de um percentual mínimo em relação a área do imóvel de acordo com o bioma que está inserido. Wollmann e Bastos (2015) constataram que propriedades de pequeno porte estão com suas Reservas demarcadas de acordo com o estipulado pela lei, enquanto as grandes propriedades ainda precisam se adequar à mesma.

Um planejamento territorial, nas diferentes esferas socio estruturais, de acordo com a legislação vigente é fundamental para a proteção dos recursos naturais (AMATO, SUGAMOTO, 2000). O estudo da ocupação de uma área é uma ferramenta importante para a estruturação racional desses recursos, criando informações fundamentais para o diagnóstico ambiental de uma região (NARDINI et al., 2014). O uso inadequado do solo pode gerar problemas que vão desde voçorocas à perda de fertilidade e esgotamento de recurso hídrico. Além disso, utilizá-lo com uma atividade incompatível à sua aptidão pode gerar degradação devido aos conflitos de classe, conforme afirmam Pacheco et al. (2018).

Sendo assim, a análise da forma de utilização da terra em uma região com o decorrer do tempo permite observar não só as mudanças ocorridas, sejam positivas ou sejam negativas; mas também como se dá o desenvolvimento da mesma (FARIA, SILVA e CAMARGO, 2018). Essa compreensão é fundamental para assessorar entidades na criação de políticas públicas eficientes, uma vez que cada área possui suas particularidades e demandam uma atenção individual.

Para um mapeamento de uso e ocupação conciso em uma bacia, devem ser levantados pontos amostrais em campo, em uma resolução que seja possível correlacionar os dados de modo a gerar um mapa. Levantamentos em campo são onerosos, demandam recursos financeiros e de pessoal especializado, sendo dependentes também de fatores externos, como o clima e possibilidade de acesso a uma determinada área (CÂMARA e DAVIS, 1999). É nesse contexto que a tecnologia visa contribuir na formação de políticas públicas, por meio do desenvolvimento de técnicas que diminuem os custos e que geram dados tão relevantes quanto os obtidos pelos métodos tradicionais (KURASZ et al., 2003).

O geoprocessamento é um ramo da ciência que por meio de análises espaciais e dados secundários, combinadas com processamento de softwares, consegue gerar produtos cartográficos temáticos (VIEIRA, 2002). Uma de suas vertentes é o Sensoriamento Remoto, ferramenta que utiliza da radiação eletromagnética emitida pelos corpos para capturar informações em diferentes bandas espectrais, utilizando sensores. A utilização dessa tecnologia gerou uma revolução ao permitir a realização de trabalhos com grande riqueza de detalhes, e consequentemente reduzindo os gastos financeiros e de tempo (FARIA, SILVA e CAMARGO, 2018).



No interior de Minas Gerais, se destaca o município de Uberaba pela sua localização estratégica e características singulares que concedem a cidade o título de “Geopark Uberaba – Terra de Gigantes” (UBERABA, 2020). Um dos pilares do conceito de Geopark é justamente o desenvolvimento econômico sustentável da região, que deve abranger boas práticas e manejos não só para as áreas de interesse turístico, como para todo o município em que está inserido. Veiga e Silva (2018) relatam que um constante refinamento dos dados de uso e ocupação de uma região serve como um subsídio às políticas públicas de planejamento e gestão de um município.

No município se encontra a bacia do Córrego Lageado, localizada na Área de Proteção Ambiental do rio Uberaba, que apesar de ser predominantemente ocupada por pastagem, vem ao longo dos anos sendo ocupada pela expansão urbana da parte nordeste da área urbana sem um devido planejamento ambiental (SARDINHA, GODOY, 2016). Na bacia é possível encontrar diferentes atividades econômicas como mineradoras, fazendas com criação de gado e plantações. Essas modificações seguem um perfil regional, que aponta o surgimento de investimentos financeiros governamentais e privados na modernização e desenvolvimento das atividades rurais do triângulo mineiro, sem um devido acompanhamento de instituições públicas (BITTENCOURT, LIMA, 2014).

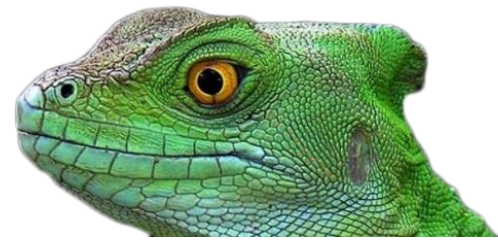
Mediante o exposto, o estudo qualitativo de suas APP em margem de rio e Reservas Legais ajuda no diagnóstico das características ambientais e dão uma visão particular quanto a saúde da bacia, principalmente no que tange a degradação do recurso e a qualidade da água que recarga o aquífero (MORAES et al., 2012), um dos afluentes do principal rio fonte de água para a região. Tendo em vista a regulamentação do CFB em 2012, espera-se que após a implantação do mesmo tais áreas estejam ocupadas por vegetação nativa.

Diante disso, o objetivo deste estudo foi investigar as mudanças relacionadas ao uso e ocupação da terra com enfoque nas APP e Reservas Legais da bacia do Córrego Lageado; localizado em Uberaba – MG; no período de 2008 e 2018, visando obter um cenário quanto à implantação dessas áreas após a entrada em vigor do Código Florestal de 2012.

Área de Estudo

A área de estudo (figura 1) está situada no município de Uberaba, no limite sul da Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Uberaba.

O município de Uberaba, localizado em Minas Gerais, possuía em 2019 uma população estimada de 333.783 habitantes, de acordo com o IBGE (2020), estando entre as cidades mais populosas do estado. Com uma altitude média de 750 metros, o clima na região é definido como Tropical (Aw) de acordo com a classificação de Köppen (MARTINS et al., 2018) o que influencia



diretamente na principal atividade econômica do município, polo mundial na criação de gado da raça Zebu, desde a década de 1920: a pecuária (WAGNER e VLACH, 2005).

Classificações baseadas em remanescentes florestais bem preservados encontrados no município, permitem inserir a região no domínio fitogeográfico do bioma Cerrado (PEGORARI, 2007). Na bacia do Córrego Lageado, são encontrados apenas Latossolos das variações Vermelho e Vermelho-Amarelo diferenciados pelos teores de ferro presentes, o que garante uma boa fertilidade ao solo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA et al., 2010). Este solo é resultado direto do processo intempérico sofrido pelas rochas ígneas da Formação Serra Geral, aflorante na região do Córrego Lageado e em sua várzea de extravasamento. Nas demais áreas, encontram-se rochas sedimentares provenientes da Formação Uberaba (CODEMIG, 2017).

Com um comprimento de mais de 13 km, a bacia do Córrego Lageado está distante 6 km da sede da Prefeitura Municipal, em seu ponto mais próximo. A bacia do Córrego Lageado possui forma alongada, área total de 65,28 km² e perímetro de 53,52 km enquanto o canal mais longo possui uma extensão de 16,59 km. No total, é composta por 24 drenagens de 1ª ordem, sendo classificada como uma bacia de 4ª ordem, de acordo com a classificação de Horton modificada por Strahler (SILVEIRA, 2004).

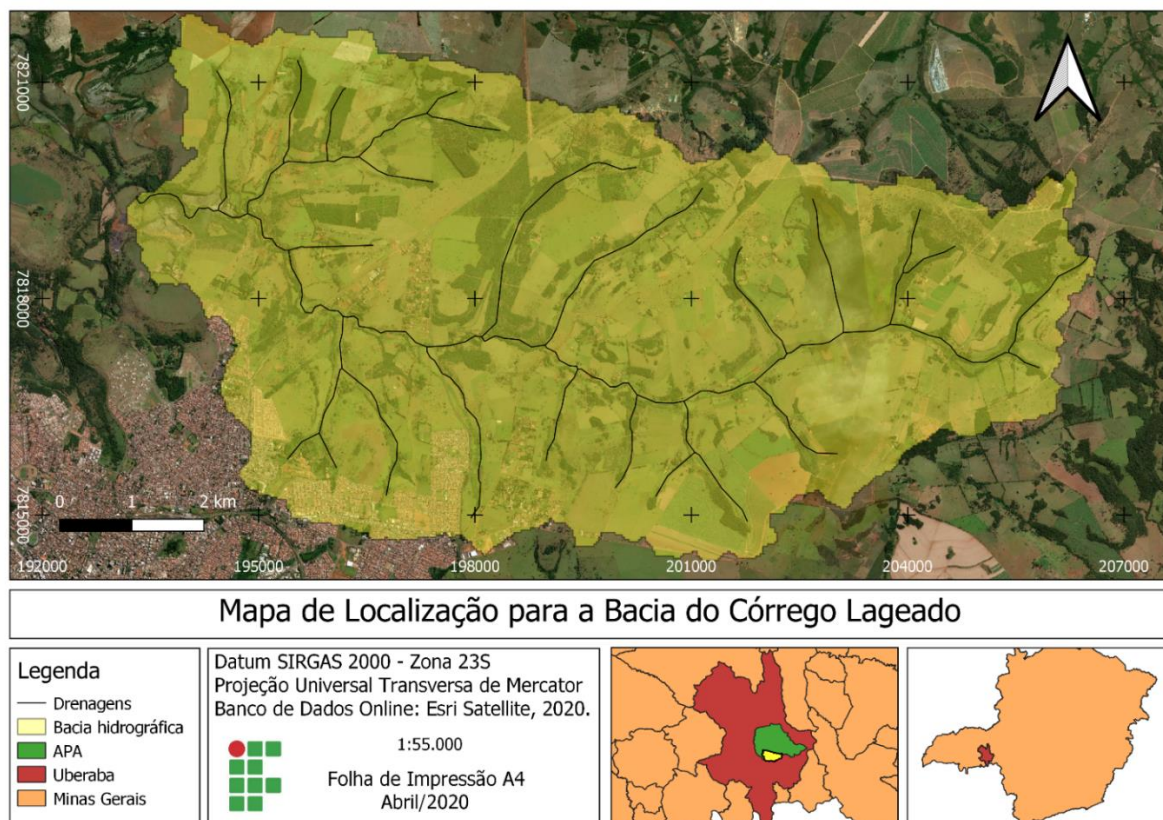


Figura 1: Mapa de localização da bacia do Córrego Lageado, Uberaba - MG



| METODOLOGIA |

Para a realização das análises, foram utilizados dados de uso e ocupação do solo provenientes do Projeto MapBiomias (2020) do município de Uberaba dos anos de 2008 e 2018, obtidos em formato raster. Para os estudos envolvendo as APP foram utilizadas a rede hidrográfica, em formato vetor, da bacia hidrográfica do rio Grande disponibilizadas pelo IDE-Sisema (SISEMA, 2020). Para as Reservas Legais foram utilizados os limites disponíveis no Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural - SICAR (2020), obtidos em formato vetor.

O Projeto MapBiomias surge com o objetivo de realizar anualmente o monitoramento das mudanças territoriais do Brasil assim como mapear os uso e ocupações do solo pelo território. Alguns estudos estão adotando esta ferramenta como subsídio para analisar mudanças dentro do perímetro municipal, como os trabalhos desenvolvidos por Gomes et al. (2017) e Lima et al. (2017). A plataforma integra informações físicas como o bioma, ao Sensoriamento Remoto e análises computacionais para gerar os dados. Comparações entre os resultados gerados na plataforma e os realizados por análises tradicionais, como a feita pelo Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), foram considerados satisfatórios por Almeida et al. (2018), demonstrando a acurácia da ferramenta.

Utilizou-se o *software* QGis versão 3.10.4 para a conversão dos arquivos para o datum SIRGAS 2000 Zona 23 S, e recorte da bacia do Córrego Lageado. Procedeu-se a reclassificação das imagens, agrupando classes semelhantes. O procedimento fez-se necessário devido ao foco deste estudo, onde as macroclasses atendem melhor do que a diferenciação em microclasses fitofisionômicas apresentada no MapBiomias.

As imagens foram vetorizadas e tiveram suas geometrias corrigidas visando reclassificar seus atributos em seis classes diferentes: Floresta Nativa, Pastagem, Agricultura, Áreas não-vegetadas, Corpos D'água, e Reflorestamento. Após esses procedimentos, os arquivos foram transformados para o formato raster.

Um mecanismo utilizado para comparar as informações provenientes de mudanças no uso da terra é a ferramenta *Land Change Modeler* (LCM) presente no *software* IDRISI Selva. As análises do LCM são divididas em três tipos: análises de mudanças, potenciais de transição e predição de mudanças. Enquanto a primeira possibilita gerar mapas de mudanças, persistências, ganhos e perdas e transição de classes, além de previsões de transições futuras, a segunda permite espacializar as tendências de mudança, e por fim, a última viabiliza a projeção de mudanças futuras assim como recriar cenários passados (EASTMAN, 2012). Estudos utilizando esta ferramenta e atestando sua precisão estão difundidos globalmente e podem ser encontrados nas obras de Pérez-Veiga, Mas e



Ligmann-Zielinska (2011); Mishra, Rai e Mohan (2014); Dzieszko (2014); Liu et al. (2017) e Mwanjalolo et al. (2018).

Após importar os arquivos pré-processados para o *software* IDRISI, realizou-se comparações entre as décadas consecutivas. Para cada comparação foram gerados dados referentes ao contraste entre décadas, mudanças de classes e os ganhos, perdas e persistências da classe de Floresta Nativa, além da quantificação de suas áreas.

Os procedimentos de ganho e perda de área nas classes foram obtidos em rotinas computacionais do *software* por meio da análise do valor de pixel em diferentes mapas. Ao comparar as informações em uma mesma coordenada para as duas datas é possível conferir se os dados foram alterados, ou permaneceram com os mesmos valores, e, a partir disso, o *software* classifica o pixel como de permanência ou mudança. Caso seja registrado uma modificação, a rotina registra qual o novo valor do pixel existente gerando no final um mapa com todas as mudanças ocorridas por classe, do mesmo modo sendo possível gerar um mapa com as permanências identificadas. Além disso, o *software* quantifica essas mudanças em relação as áreas (em hectares) que foram alteradas na análise dos anos.

Feito isso, gerou-se buffer de 50 metros ao redor das drenagens da bacia, correspondendo à APP. Sendo assim, considerou-se a distância para cursos d'água que tenham de 10 a 50 metros de largura, conforme preconizado no CFB. Essa extensão foi estimada a partir de imagens de satélite da área que mostram uma largura máxima de 20 metros para o Córrego. De acordo com Victoria e Mello (2011) a adoção da distância mínima para análises de áreas marginais de grandes bacias como a APA do rio Uberaba deve ser constante para cada sub-bacia que a compõe de modo a evitar uma superestimativa das áreas de proteção.

Os dados de APP, assim como os de Reserva Legal, foram sobrepostos e recortados do Mapa de Uso e Ocupação de ambos os anos de estudo. Utilizando a metodologia de Alves e Rossete (2007), todos os usos de terra diferente de Florestas Naturais e Reflorestamento foram considerados como uso conflitante.

Por fim, foi realizada uma análise estatística dos dados gerados pelo processamento em um *software* de planilha eletrônica. A porcentagem de modificação foi calculada pela metodologia de acréscimo utilizadas em Sousa (2008).



| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

No bioma Cerrado, as Reservas Legais devem ter uma área com cobertura vegetal nativa que deve ser igual a 20% da área total da propriedade de modo a assessorar os processos ecológicos naturais. Do mesmo modo, as APP devem ser delimitadas conforme os critérios locacionais dispostos no CFB sendo ocupadas por áreas florestais. Entretanto, discrepâncias em relação as áreas ocupadas por Reservas Legais e APPS foram encontradas por Sousa (2017) na bacia do rio Claro e por Pereira et al. (2017) em seu estudo na bacia do Córrego Bebedouro em Frutal (MG).

Esta diferença em relação às reservas pode ocorrer devido as permissões que o CFB dá caso o proprietário rural possua outros imóveis com área excedente de Reserva Legal e decida usá-la como uma Cota de Reserva Ambiental prevista por Lei. Não há uma forma eficiente para correlacionar a extensão de Reservas Legais com as de áreas florestais presentes em uma bacia, tendo em vista que a verificação das diretrizes do código florestal é sustentada pela área de cada propriedade. Entretanto, Jacovine et al. (2008) indicam que a quantificação de APP e Reservas Legais de acordo com o uso e ocupação do solo servem como ferramenta para analisar a efetividade de sua adoção.

Análise da APP

A tabela 1 apresenta os valores das classes de uso e ocupação do solo nas APP de redes de drenagem da bacia do Córrego Lageado, em área e porcentagem; nos anos de 2008 e 2018.

Tabela 1: Valores das classes de uso e ocupação do solo nas APP de redes de drenagem da bacia do Córrego Lageado, em área e porcentagem; nos anos de 2008 e 2018

Classes	Área (ha)		Área (%)		Mudança (%)
	2008	2018	2008	2018	
Floresta Natural	112,48	142,08	24,41	30,83	+ 26,32
Pastagem	269,54	285,87	58,49	62,03	+ 6,05
Agricultura	66,04	31,19	14,33	6,77	- 47,22
Áreas não-vegetadas	12,18	1,46	2,64	0,32	- 11,98
Corpos D'água	0,60	0,24	0,13	0,05	- 40,00
TOTAL	460,84	460,84	100	100	

A tabela 2 mostra as alterações de classe de uso da terra que ocorreram na APP de margem de rio para os anos de 2008 e 2018.



Tabela 2: Valores das alterações de classes de uso e ocupação do solo da APP de margem de rio bacia do Córrego Lageado, Uberaba-MG; em áreas nos anos de 2008 e 2018

Alterações	Área (hectare)
Pastagem para Floresta Nativa	41,91
Agricultura para Floresta Nativa	4,02
Floresta Nativa para Pastagem	15,71
Agricultura para Pastagem	46,67
Área não-vegetada para Pastagem	9,99
Corpos D'água para Pastagem	0,36
Floresta Nativa para Agricultura	0,6
Pastagem para Agricultura	13,64
Área não-vegetada para Agricultura	2,19
Pastagem para Área não-vegetada	0,73
Agricultura para Área não-vegetada	0,6
Corpos D'água para Área não-vegetada	0,12
Pastagem para Corpos D'água	0,12

A figura 2 apresenta as classes de uso e ocupação do solo nas APP de margem de rio da bacia do Córrego Lageado; nos anos de 2008 e 2018.

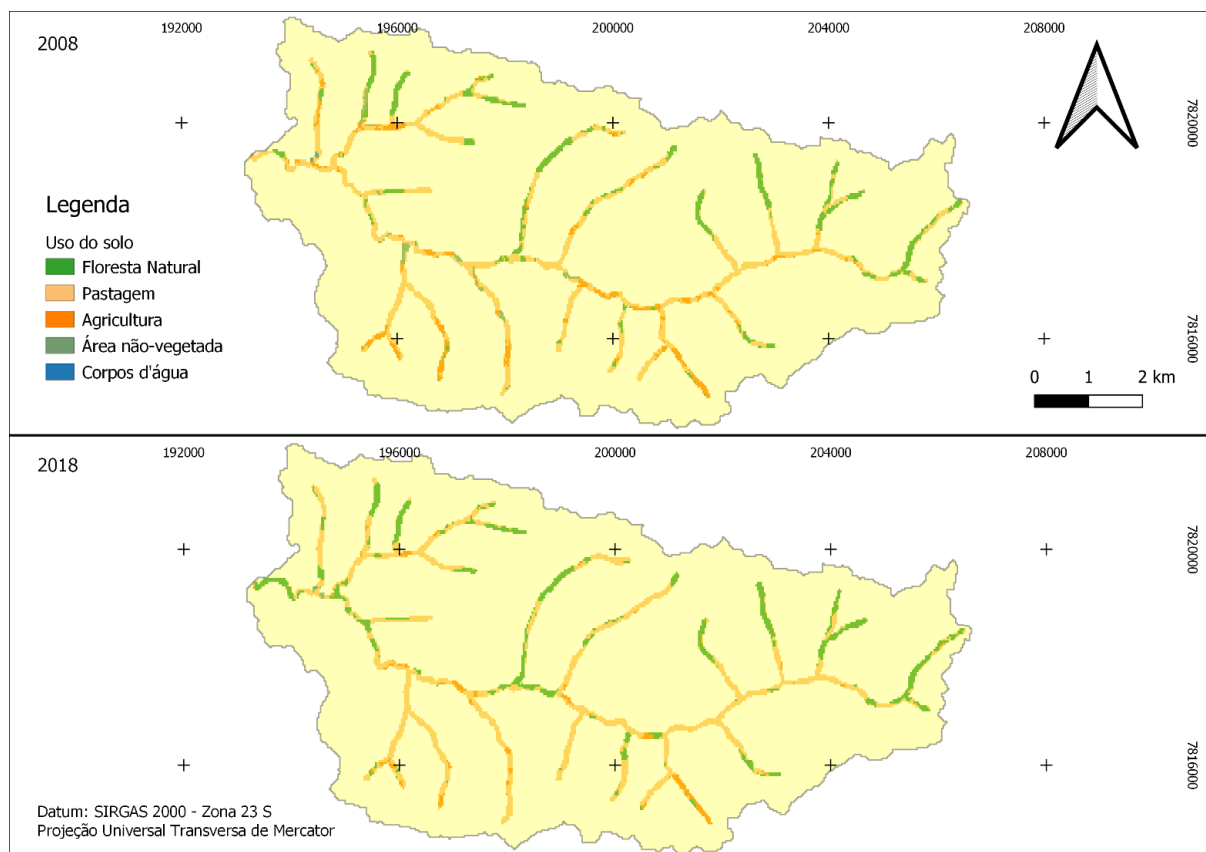


Figura 2: Classes de uso e ocupação nas APP de margem de rio da bacia do Córrego Lageado – Uberaba-MG; nos anos de 2008 e 2018



A bacia do Córrego Lageado possui 460,84 hectares de áreas consideradas como de Preservação Permanente de margem de rio (figura 2). De modo geral, é possível ver que em 69,17% das áreas de preservação permanente na bacia estão ocorrendo usos conflitantes, com o principal conflito sendo com Pastagens. Esse mesmo resultado pode ser observado em estudos de bacias rurais semelhantes localizados no mesmo Bioma, como os feitos por Alves e Rossete (2007) em Nova Xavatina - MG, Nardini et al., (2014) na microbacia do ribeirão Água-Fria (SP), Sousa et al. (2015) na sub-bacia Desemboque (MG), e Borges e Queiroz (2017) na bacia do Córrego Olhos D'água (MG).

Em 2008, 112,48 ha correspondiam a áreas de Floresta Natural, enquanto 269,54 ha estavam sendo ocupadas por áreas de Pastagens, 66,04 ha por Agricultura e 12,18 ha por Áreas não-vegetadas e Corpos D'água (tabela 1). Em 2018, a área ocupada pelas florestas teve um crescimento de 26,32% em relação a década anterior chegando a 142,08 ha. Outro uso que teve um crescimento, foi o de Pastagem, presente em 62,03% da APP. As demais classes tiveram uma diminuição em sua área, com especial atenção para a Agricultura que chegou a uma redução de 47,22%. Nas APP de margem de rio não foram encontrados solos ocupados por atividade de Reflorestamento.

A análise das alterações das classes de uso e ocupação da terra, na tabela 2, mostra que em termos territoriais as APP ganharam aproximadamente três vezes a área de Floresta do que perderam, com uma persistência de 96,14 hectares. Isso é evidenciado ao somar as alterações de Pastagem e Agricultura para Floresta Nativa, e comparar com as alterações de Floresta Nativa para Pastagem e Agricultura. Este ganho de 45,94 hectares corresponde a quase metade da área de Florestas presente no ano de 2008, o que indica o início de um adensamento desta classe, sendo evidenciado ao longo do canal principal. A principal região da bacia que registrou esse crescimento foi na foz do Córrego Lageado, ver figura 2, com um aumento significativo de Florestas Naturais. Em geral, as drenagens de primeira ordem localizadas na porção norte da bacia possuem suas APP ocupadas por Florestas, ao contrário das localizadas na porção sul, e, portanto, mais próximas da zona urbana.

Em relação às mudanças houve apenas dois usos da terra em que se observou uma transição para Florestas Naturais: Pastagem e Agricultura. O principal ganho para a classe de florestas é decorrente da mudança que ocorreu a partir da transição das áreas de Pastagem que representou 91,22% do total. Ainda em relação as Floresta Naturais, 15,71 hectares se transformaram em áreas de Pastagens e 0,6 ha em áreas agricultáveis. Outra mudança expressiva partiu da substituição de áreas agrícolas e não-vegetadas para Pastagem, 46,67 ha e 9,99 ha respectivamente.

O art. 8º do CFB permite a intervenção em APP desde que em caso de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental. Entretanto, exceto pelas Florestas Naturais, o uso



encontrado nas APP pela metodologia adotada demonstra uma não conformidade com a legislação vigente o que implica na necessidade de adequação.

Reserva Legal

A tabela 3 apresenta os valores das classes de uso e ocupação do solo nas Reservas Legais da bacia do Córrego Lageado, em área e porcentagem; nos anos de 2008 e 2018.

Tabela 3: Valores das classes de uso e ocupação do solo nas Reservas Legais da bacia do Córrego Lageado, em área e porcentagem; nos anos de 2008 e 2018

Classes	Área (ha)		Área (%)		Mudança (%)
	2008	2018	2008	2018	
Floresta Natural	347,47	380,48	42,48	46,52	+ 9,50
Pastagem	404,35	408,29	49,43	49,91	+ 0,97
Agricultura	60,19	28,92	7,36	3,53	- 51,98
Áreas não-vegetadas	5,99	0,17	0,73	0,02	- 97,52
Reflorestamento	-	0,14	-	0,02	-
TOTAL	818,00	818,00	100	100	

A bacia do Córrego Lageado possui 818 hectares de áreas consideradas como de Reserva Legal. Em relação ao uso conflitante, 53,48% da bacia está ocupada por usos incompatíveis com as reservas, sendo a principal atividade a Pastagem. Isso vai na contramão do observado por outros autores que identificaram em suas áreas de estudo, não apenas a preservação (FEISTAUER et al., 2017) como um excedente de áreas de Reserva Legal (OKUYAMA et al., 2012).

O contraste ocorre em relação ao uso de terra mais expressivo das áreas estudadas pelos autores, a agricultura de base familiar, e a importância que remanescentes vegetais trazem para essas culturas (OKUYAMA et al., 2012). Costa e Mitja (2010) afirmam que essa preservação é resultado de conhecimento da população local em relação aos recursos vegetais existentes e sua importância para a biodiversidade.

A tabela 4 apresenta as alterações de classe de uso da terra que ocorreram nas Reservas Legais para os anos de 2008 e 2018.



Tabela 4: Valores das alterações de classes de uso e ocupação do solo das Reservas Legais da bacia do Córrego Lageado, Uberaba-MG; em áreas nos anos de 2008 e 2018

Alterações	Área (hectare)
Pastagem para Floresta Nativa	85,95
Agricultura para Floresta Nativa	12,94
Área não-vegetada para Floresta Nativa	0,62
Floresta Nativa para Pastagem	62,25
Agricultura para Pastagem	36,65
Área não-vegetada para Pastagem	4,85
Floresta Nativa para Agricultura	4,11
Pastagem para Agricultura	13,74
Área não-vegetada para Agricultura	0,64
Agricultura para Área não-vegetada	0,15
Floresta Nativa para Reflorestamento	0,14

A figura 3 apresenta as classes de uso e ocupação do solo nas Reservas Legais da bacia do Córrego Lageado; nos anos de 2008 e 2018.

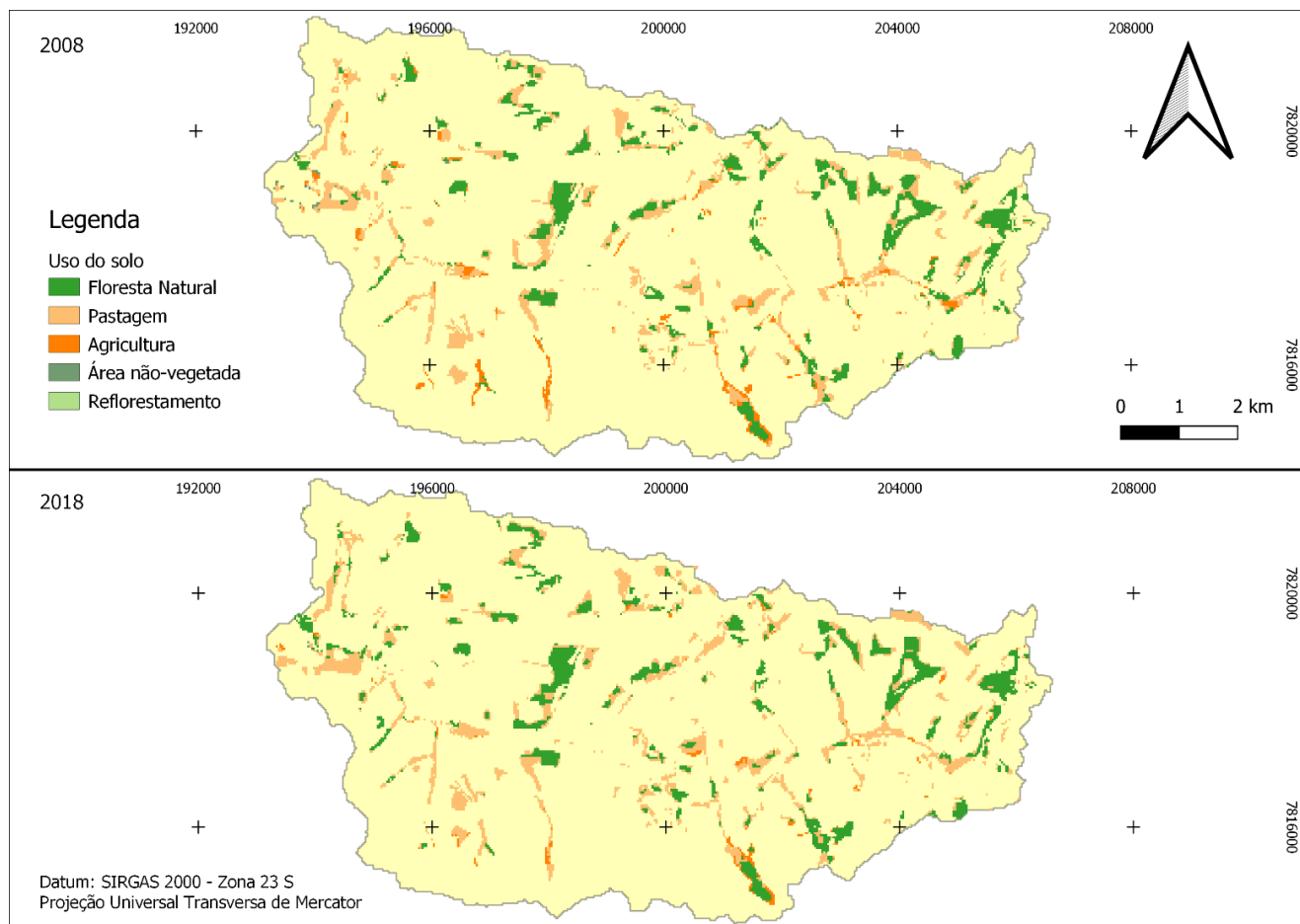


Figura 3: Apresentação dos usos da terra nas Reservas Legais da bacia do Córrego Lageado nos anos de 2008 e 2018



Da área total de Reservas Legais, 155,38 ha são também APP de margem de rio, uma possibilidade prevista na legislação. Em 2008, 347,47 ha correspondiam a áreas de Floresta Natural, enquanto 404,35 ha estavam sendo ocupadas por áreas de Pastagens, 60,19 ha por Agricultura e 5,99 ha por Áreas não-vegetadas. Nesta década, não se observou ocupação de Corpos D'água e Reflorestamento nas Reservas Legais.

Em 2018, a área ocupada pelas florestas teve um crescimento de 9,5% em relação a década anterior chegando a 380,48 ha. Outro uso que teve um acréscimo, foi o de Pastagem, chegando a 408,29 ha. Uma área de 0,14 ha de Reflorestamento surgiu no norte da bacia, conforme pode-se observar na figura 3. Tanto as Áreas não-vegetadas quanto a Agricultura tiveram uma redução em sua área, com especial atenção para as primeiras que chegaram a uma redução de 97,52%, enquanto a segunda retraiu 51,98%.

A análise evidenciada pela tabela 4 mostra que em termos territoriais, as Reservas Legais ganharam 99,53 hectares de Floresta Nativa na última década enquanto, no mesmo período, perderam 66,51 ha. Da área total de florestas, 280,93 ha não sofreram alterações. A principal região da bacia que registrou esse crescimento foram as APP localizadas na foz do Córrego Lageado que estão delimitadas como Reservas Legais, como previsto no artigo 15 do CFB e evidenciado na figura 3. Outro ganho de área foi identificado junto as grandes porções de florestas representando um adensamento dessas partes.

Em relação às mudanças, observou-se a transição para Florestas Naturais de todas as classes; sendo o principal ganho decorrente das áreas de Pastagens (86,34%). Ainda em relação as Florestas Naturais presentes nas Reservas Legais da bacia, 62,25 hectares que em 2008 correspondiam a esta classe, em 2018 passaram a ser áreas de Pastagem e 4,11 hectares passaram a ser áreas agricultáveis. Outras mudanças significativas partiram da substituição de áreas agrícolas e não-vegetadas para Pastagem (36,65 ha e 4,85 ha respectivamente).

Apesar de permitir a exploração econômica da Reserva Legal, o CFB elenca critérios para esse uso, baseados principalmente no manejo sustentável e sem descaracterização da cobertura vegetal. O uso deve ser baseado na exploração seletiva podendo ser sem propósito comercial ou, mediante autorização ambiental, com propósito comercial, desde que assegure a diversidade das espécies, não prejudique a conservação da vegetação e adote medidas para a regeneração es espécies nativas (BRASIL, 2012). O aumento das áreas de Floresta Natural alinhado com o surgimento de áreas de Reflorestamento indica que existe uma preocupação quanto ao uso dessas áreas. Apesar disso, observou-se que mais da metade dessas áreas são ocupadas por outras atividades que não cumprem com o manejo sustentável estipulado por lei, necessitando de adequação de uso segundo a legislação.



| COMENTÁRIOS FINAIS |

Conclui-se que uma análise em detalhe das Áreas de Preservação Permanentes (APP) de margem de rio na bacia deveria mostrar uma ocupação exclusiva pelas atividades de Reflorestamento ou por Florestas Nativas. Entretanto, o observado foi que em 2018, apenas 30,83% dessas áreas estavam ocupadas por tais classes, enquanto 62,03% estavam sendo ocupadas por Pastagem. Comparando a mesma área entre os anos de 2008 e 2018 é possível perceber um aumento da classe de Florestas que provavelmente esteja relacionado à implantação do CFB, mas ainda estando aquém do ideal.

Referente às Reservas Legais, observou-se também uma ocupação por outras atividades diferentes das Florestas Nativas e Reflorestamento que representam apenas 46,54% da área de reservas. O principal conflito de classe ocorre com a atividade de Pastagem que ocupa 49,91% das áreas delimitadas como Reservas Legais.

Embora devam ser preservadas e respeitadas, observou-se o uso inadequado destas áreas. A situação das Reservas Legais se encontra em uma posição melhor em relação as APP, por apresentarem quase metade de sua área ocupados por vegetação florestal.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Instituto Federal do Triângulo Mineiro pelo apoio recebido.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Almeida, D. N. de O.; Oliveira, L. M. M. de; Candeias, A. L. B.; Bezerra, U. A.; Leite, A. C. de S. 2018. Uso e cobertura do solo utilizando geoprocessamento em municípios do Agreste de Pernambuco. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v. 04, p. 58-68.
- Alves; H. Q.; Rossete, A. N. 2007. Áreas de uso e de conflito em APP na microbacia hidrográfica do Córrego Murtinho, Nova Xavantina – MT. In: *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis, Brasil, INPE, p. 3701-3708.
- Amato, F.; Sugamoto, M. L. 2000. Sistemas de Informações Geográficas no controle de desmatamento irregular na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba e de ocupação antrópica no entorno do Parque Nacional de Superagüi. In: *GISBRASIL 2000, Salvador, Anais... Fatorgis – Informação e Eventos Tecnológicos*.
- Bittencourt, G. M.; Lima, J. E. 2014. Perfil do desenvolvimento rural dos municípios da mesorregião do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba. *Gestão & Regionalidade*. v. 30. n. 89. p. 4-19.



- Borges, F. O.; Queiroz, P. S. 2017. Avaliação das Áreas de Preservação Permanente na bacia do Córrego Olhos D'água, Uberlândia/MG, segundo a legislação concernente. In: I Congresso Nacional de Geografia Física. Campinas-Sp. 6785-6795.
- Brasil. 2012. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 32p. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm
- Brasil. 2012b. Lei Nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. 10p. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12727.htm
- Câmara, G.; Davis, C. 1999. Introdução ao Geoprocessamento. In: Câmara, G.; Monteiro, A. M.; Davis, C. Geoinformática: Teoria e Aplicações. INPE. p. 1-5.
- Castro, S. S. De; Abdala, K.; Silva, A. A.; Bôrges, V. M. S. 2010. A expansão da cana-de-açúcar no Cerrado e no estado de Goiás: elementos para uma análise espacial do processo. Boletim Goiano de Geografia. Goiânia, v. 30, n. 1, p. 171-191. DOI 10.5216/bgg.V30i1.11203.
- CODEMIG – Companhia de Desenvolvimento Econômico de Minas Gerais. 2017. Projeto Triângulo Mineiro - Folha Uberaba – Igarapava. SE.23-Y-C-IV - SF.23-V-A-I. Escala 1:100.000. Programa mapeamento geológico do Estado de Minas Gerais.
- Costa, J. R.; Mitja, D. 2010. Uso de recursos florestais em Manacapuru (AM). Acta Amazônica, Manaus, v. 40, n. 1, p. 49-58.
- Dzieszko P. 2014. Land-cover modelling using CORINE Land Cover data and multi-layer perceptron. Quaestiones Geographicae. v. 33(1), Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, p. 5–22. DOI 10.2478/quageo-2014-0004
- Eastman J. R. 2012. IDRISI Selva Manual. Clark University, Worcester, 324 p.
- Faria, E.; Silva, J. R.; Camargo, P. L. T. 2018. Mapeamento do uso e ocupação da terra de Santo Antônio do Monte - MG através de técnicas de geoprocessamento ao longo de 35 anos. Caminhos de Geografia, v. 19, n. 66, p. 203–217. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/39198>>.
- Feistauer, D.; Lovato, P. E.; Siminski, A.; Castilho, A. C. da C. 2017. Uso de indicadores baseados na legislação ambiental brasileira para análise de propriedades rurais familiares da Amazônia. Ciência Floresta, Santa Maria, v. 27, n. 1, p. 249 - 262.
- Gomes, M. T. S. 2016. Dinâmica econômica e cidades médias: uma análise sobre a cidade de Uberaba na região do Triângulo Mineiro. Geosp – Espaço e Tempo (Online), v.19, n. 3, p. 516-534. ISSN 2179-0892.
- Gomes, S. O.; Lima, V. N.; Candeias, A. L. B.; Silva, F. R. 2017. Uso e cobertura dos solos de Petrolândia utilizando MapBiomas. Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, Rio de Janeiro, p. 1–4.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. Censo demográfico 2019. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE.
- Jacovine, L. A. G.; Corrêa, J. B. L.; Silva, M. L. da; Valverde, S. R.; Fernandes Filho, E. I.; Coelho, F. M. G.; Paiva, H. N. de. 2008. Quantificação das áreas de preservação permanente e de reserva legal em propriedades da bacia do Rio Pomba-MG. Revista Árvore, 32(2), 269-278. <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000200010>



- Kurasz, G.; Rosot, M. A. D.; Oliveira, Y. M. M. de; Rosot, N. C. 2003. Uso de geotecnologias e topografia na regularização fundiária da Embrapa Florestas. In: II evento de Iniciação Científica da Embrapa Florestas. Colombo, 8p.
- Lima, V. N.; Gomes, S. O.; Candeias, A. L. B.; Silva, F. R. 2017. MapBiomias e uso e cobertura dos solos do município de Brejinho, Pernambuco. Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto, Rio de Janeiro, p. 1-4.
- Liu, J.; Li, J.; Qin, K.; Zhou, Z.; Yang, X.; Li, T. 2017. Changes in land-uses and ecosystem services under multi-scenarios simulation. *Science of the Total Environment*. 5p. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.005>
- Martins, F. B.; Gonzaga, G.; Santos, D. F. dos; Reboita, M. S. 2018. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite para Minas Gerais: cenário atual e projeções futuras. *Revista Brasileira de Climatologia*. p. 129 - 156.
- Mishra, V. N.; Rai, P. K.; Mohan, K. 2014. Prediction of land use changes based on Land Change Modeler (LCM) using remote sensing: a case study of Muzaffarpur (Bihar). *Journal of the Geographical Institute "Jovan Cvijić"*. v. 64(1). p. 111-127. INDIA. DOI: 10.2298/IJGI1401111M
- Moraes, I. C.; Conceição, F. T. de; Cunha, C. M. L. da; Moruzzi, R. B. 2012. Interferência do uso da terra nas inundações da área urbana do Córrego da servidão, Rio Claro (SP). *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 13, n. 1, p. 187-200.
- Mwanjalolo, M. G. J.; Bernard, B.; Paul, M. I.; Joshua, W.; Sophie, K.; Cotilda, N.; Bob, N.; John, D.; Edward, S.; Barbara, N. 2018. Assessing the Extent of Historical, Current, and Future Land Use Systems in Uganda. *Land 2018*, v. 7(4), p. 17. <https://doi.org/10.3390/land7040132>
- Nardini, R. C.; Campos, S.; Gomes, L. N.; Campos, M. de; Garcia, Y. M.; Silveira, G. R. P. da; Felipe, A. C. 2014. Determinação do conflito de uso da terra nas APP da rede hidrográfica da microbacia do Ribeirão Água-Fria, Bofete (SP). *Revista Agrarian*. v. 7. n. 24. p. 271-279.
- Okuyama, K. K.; Rocha, C. H.; Weirich Neto, P. H.; Almeida, D.; Ribeiro, D. R. S. 2012. Adequação de propriedades rurais ao Código Florestal Brasileiro: estudo de caso no estado do Paraná. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16(9), p. 1015 - 1021.
- Pacheco, F. A. L.; Sanches Fernandes, L. F.; Valle Junior, R. F.; Valera, C. A.; Pissarra, T. C. T. 2018. Land degradation: multiple environmental consequences and routes to neutrality. *Current Opinion in Environmental Science & Health*. V. 5, 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.07.002>.
- Pegorari, P. O. 2007. Fitossociologia de três fragmentos florestais urbanos de Uberaba, Minas Gerais. 60 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.
- Pereira, D. G. dos S. P.; Panarelli, E. A.; Pinheiro, L. de S.; Gonçalves, A. V. M.; Pereira, L. de P. 2017. Área de preservação permanente e reserva legal: estudo de caso na bacia do Córrego Bebedouro. *Ambiente & Sociedade*. São Paulo, v. XX, n. 1, p. 105-126.
- Pérez-Vega, A.; Mas, J.-F.; Ligmann-Zielinska, A. 2011. Comparing two approaches to land use/cover change modeling and their implications for the assessment of biodiversity loss in a deciduous tropical forest. *Environmental Modelling & Software*. v. 29. p. 11-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.011>
- Projeto MapBiomias – Coleção v4.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 20 de abril de 2020 através do link: <https://mapbiomas.org>
- Sardinha, D. de S.; Godoy, L. H. 2016. O crescimento urbano e o impacto nos recursos hídricos superficiais de Uberaba (MG). *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*. V. 04, n. 23. 20p. DOI: 10.17271/2318847242320161303.



- SICAR – Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural. Consulta Pública: Uberaba – MG. Disponível em: <http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>
- Silveira, A. L. L. da. 2004. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: Tucci, C. E. M. 2004. Hidrologia: ciência e aplicação. 3.ed. Porto Alegre: ABRH, p. 35 - 52.
- SISEMA. 2020. Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte: IDE-Sisema. Disponível em: <http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/>. Acesso em: 13 de março de 2020.
- Sousa, J. S. de. 2008. Áreas de preservação permanente urbanas: mapeamento, diagnóstico, índices de qualidade ambiental e influência no escoamento superficial: estudo de caso: Bacia do Córrego das Lajes, Uberaba/MG. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Uberlândia. Programa de pós-graduação em Engenharia Civil. 160f.
- Sousa, J. S. de; Souza, N. P. de; Coelho, G.; Acerbi Júnior, F. W.; Viola, M. R. 2015. Evolução do conflito de uso do solo nas APP da rede de drenagem da Bacia Desemboque, em Minas Gerais – Brasil. In: I Simpósio Internacional de Águas, Solos e Geotecnologias. Uberaba. 11p.
- Sousa, J. S. de. 2017. Vegetação e Recursos Hídricos na Bacia do Rio Claro – MG: Diagnóstico e Instrumentos para Gestão. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Lavras. 238p.
- Uberaba. Prefeitura Municipal. Geopark Uberaba – Terra de Gigantes. Uberaba, 2020. Disponível em: <http://www.uberaba.mg.gov.br/portal/conteudo,45369> Acesso em: 22 de abril de 2020.
- Universidade Federal de Viçosa; Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais; Universidade Federal de Lavras; Fundação Estadual do Meio Ambiente. 2010. Mapa de solos do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.feam.br/banco-de-noticias/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais> Acesso em: 23 de abril de 2020.
- Veiga, R. de S.; Silva, V. de A. 2018. Uso, cobertura e ocupação da terra no município de Porto Seguro, BA: uma análise espaço temporal (1985-2016). Caminhos de Geografia. v. 19, n. 65, p. 232-244. <http://dx.doi.org/10.14393/RCG196517>
- Victoria, D. de C.; Mello, J. S. de. 2011. Avaliação de diferentes métodos para estimativa de áreas marginais de cursos d'água na bacia do rio Ji-Paraná (RO). In: Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba. INPE. p. 3890 – 3897.
- Viegas, D.; Todt, V.; Thum, A. B.; Coelho, O. G. W. 2014. Caracterização das áreas de preservação permanente no município de Picada Café - RS de acordo com o novo código florestal brasileiro. Revista Brasileira de Cartografia, n. 66/5: 1007-1028.
- Vieira, A. S. 2002. Orientações para implantação de um SIG municipal considerando aplicações na área de segurança pública. Monografia (Especialização). Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Cartografia, Belo Horizonte. 48p. 2002.
- Wagner, R. A. V.; Vlach, V. R. F. 2005. As transformações econômicas e políticas na cidade de Uberaba (MG) a partir da substituição da atividade comercial pela criação de gado zebu (1870-1920). In: Anais do X encontro de Geógrafos da América Latina. Universidade de São Paulo, São Paulo. p. 16436 – 16448.
- Wollmann, L. M.; Bastos, L. C. 2015. New forest code and legal reserve in rural properties of Porto Alegre/RS municipality. Ciência Rural, 45(3), p. 412-417.



COORDINATION OF SANITATION INVESTMENT DECISIONS WITH BROADER WATER RESOURCES MANAGEMENT

| ID 15705 |

1Ana Paula Dalcin, 2Guilherme Fernandes Marques

1Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: ana.dalcin@ufrgs.br; 2Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: guilherme.marques@ufrgs.br

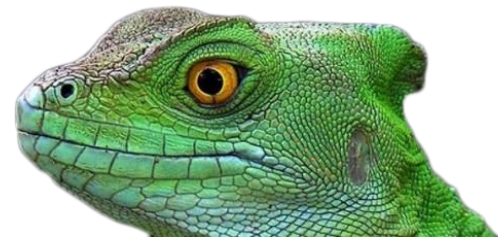
| ABSTRACT |

Water pollution affects water security, reducing water supply to economic water uses and threatening environmental preservation and human health. Controlling water pollution depends on efforts on two main sectors. One is water management, which provides regulatory instruments, including water quality standards, water abstraction and water discharge permits, as well as economic instruments, as water and wastewater charges. Another is sanitation, which is responsible for expansion of water and wastewater infrastructure and faces challenges in financing extensive infrastructure. While water management defines broader (watershed scale) strategies to address water quality, other decisions regarding infrastructure investment are made by the sanitation sector at the municipality scale, with limited perception of broader watershed context on water availability and pollution. When water management and sanitation decisions are not coordinated there are missed opportunities to (a) meet water quality standards at given river reaches due to lacking investment upstream and (b) find least cost investment solutions across municipalities, at the watershed scale. In this paper, we present methods and solutions to coordinate wastewater infrastructure expansion planning with water management instruments in the long-term planning to maximize economic returns and improve water quality. Our methods identify the regions where investments could be prioritized, coordinated with distribution of water permits and definition of water quality targets. Results show that restricting water permits on some watershed regions results in a small water availability trade-off but a significant reduction in costs to sanitation investments, while also meeting the water quality targets. We conclude that while there are several ways to reach predefined water quality targets, each way requires well coordinated decisions from the water management perspective (where and when to allocate water permits) and the sanitation sector (where and when to concentrate investments in wastewater treatment). Thus, as important as the decisions to improve water management instruments and to increase investments in sanitation is their coordination towards a common watershed goal.

Keywords: wastewater infrastructure; water management instrument; integration

| INTRODUCTION |

Water security is an essential requisite for economic development and inclusive growth (Winpenny, 2015). With growing water scarcity, the awareness that water supply is affected by both



quantity and quality has increased concerns and efforts not just to expand infrastructure and improve management over water supply sources but even to deal with water pollution issues. By freeing water resources for other uses or for preservation, America (2019) points out water pollution control as one solution to deal with water scarcity and the problem of water security. Controlling water pollution towards water security depends on efforts on two main sectors. One is water management, which provides regulatory instruments, including water quality standards, water abstraction and discharge permits, as well as economic instruments, as water and wastewater charges. Another is sanitation, which is responsible for expansion of water and wastewater infrastructure. The latter requires significant amount of investments, imposing challenges on the economic agenda/budget of most countries (Winpenny, 2015). Hutton & Varughese (2016) estimate that the capital investments required to achieve the water supply, sanitation, and hygiene targets of the UN Sustainable Development Goals (SDGs) amount to about three times the current investment levels. In the Latin America and Caribbean region, the level of investment to meet sanitation targets estimates ranges between \$3.4 and \$11.8 billion per year for the period 2016–30, of which approximately 95 percent would be devoted to urban areas.

Many studies have applied optimization approaches in order to find improved treatment portfolio and less expansive solutions for the wastewater infrastructure planning and expansion problem. Zeferino et al. (2010) proposed a model to determine an optimal economic solution for wastewater system design, which includes decisions about layout sewer networks, and the location, type, and size of treatment plants and pump stations. In Zeferino et al. (2012), the previous study was extended by including river flow uncertainty. Rehan et al. (2014) presented a system dynamics model to simulate the influence of interrelationships in wastewater collection network management and investigate financial and rehabilitation strategies. In Naderi & Pishvae (2017), a stochastic programming model was proposed for the design of integrated water supply and wastewater collection systems, and Prouty et al. (2020) developed a system dynamic model to determine wastewater technologies portfolio and strategies to improve the portfolio's performance (i.e. nutrient loading and reliability) under extreme weather scenarios.

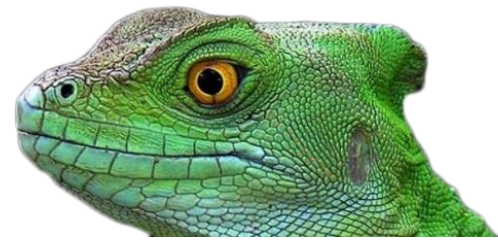
From a water management perspective, it is necessary to decide on water abstraction and wastewater discharge permits, water quality standards, and water charges, which represent examples of regulatory and economic management instruments to deal with pollution control (Brandt et al., 2017; OECD, 2017). Such management instruments are interconnected and also present financial implications. For example, the definition of water quality standards is tightly associated with water availability and it is likely to reflect on other instruments like water permits, which affects both economic returns from water use and wastewater treatment investments to meet



the water quality standard. In order to investigate the relationship between water quality and treatment costs, Davidsen et al. (2015) proposed an optimization model to compare economic impacts of complying with various water quality grades analyzing pollution discharge and water treatment costs. In Martinsen et al. (2019), a water allocation model was proposed to optimize the water delivery to end-users following quantity and quality requirements while minimizing total costs of groundwater pumping and surface water treatment when the quality of the source did not comply with the quality demand.

While water management typically defines broader, watershed scale, strategies to address water quality, other decisions regarding infrastructure investment are made by the sanitation sector at the municipality scale, with limited perception of broader watershed context on water availability and pollution. When water management and sanitation decisions are not coordinated there are missed opportunities to (a) meet water quality targets at given river reaches due to lacking investment upstream and (b) find least cost investment solutions across municipalities, at the watershed scale. For America (2019), implementing wastewater solutions isolated from the river basin planning also reduces the opportunity of creating more resilient systems. Although current literature in the field have explored at length solutions from either the sanitation or water management perspective, there is little work describing how those solutions could be coordinated. More recently, Dalcin & Marques (2020) proposed a method to integrate several water management instruments, which contributed to identify useful directives for their implementation.

This paper builds upon the work on Dalcin & Marques (2020), and explores solutions to coordinate wastewater infrastructure expansion planning with water management instruments in the long-term planning to maximize economic returns and water quality at the watershed scale. By considering hydrological conditions and the interaction between upstream and downstream water uses, the modeling results goes beyond the local or municipal planning, allowing identification of basin regions where investments could be better prioritized along with water permits and water quality targets implementation. Those results should be useful to sanitation companies in two major aspects. One is to coordinate investments in water and wastewater to both reduce their cost and avoid contamination of each other's supply sources (which increases water supply treatment costs). A second is to prioritize investments in the watershed regions that are most critical according to the watershed plan (for example, regions where the current water quality is the farthest from the water quality standard. From the perspective of the watershed committee and the water management administration body, the results should be useful to provide directives to water management instruments, that could be integrated among themselves and coordinated with the investments in sanitation infrastructure. Combined, all these aspects highlighted in our results will identify



innovative coordination opportunities for sanitation and water management decisions at the watershed scale.

Study area

The Sinos River basin is located in the northeast region of state of Rio Grande do Sul, Southern Brazil (figure 1). With a drainage area of 3,696 km², the basin includes the territory of 32 municipalities with an estimated population of 1,350,000 (Profill, 2013). The basin is divided in three main regions with distinct hydro and geology features. The main water demand activities are associated to urban supply (35%), industrial (11%), and rice irrigation practices (53%) (Profill, 2013). The lack of wastewater infrastructure is a main basin issue, resulting in high water pollution levels. The Sinos river is classified as the fourth most polluted river in Brazil (IBGE, 2010).

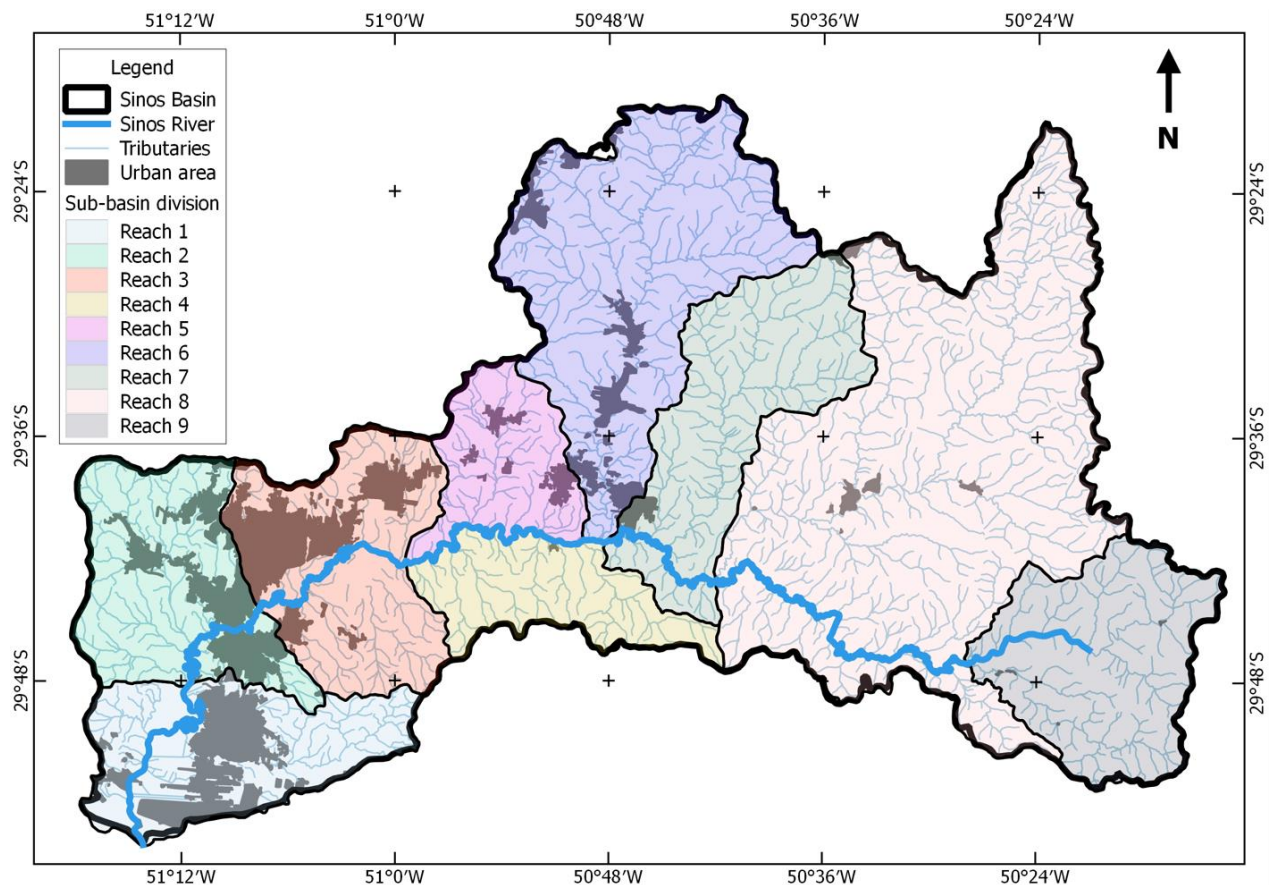


Figure 8: Sinos River Basin

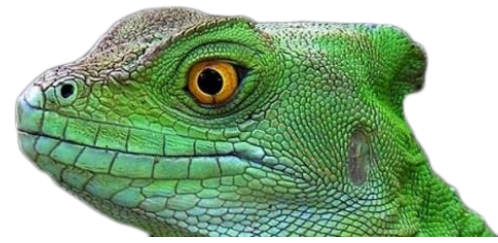
Water bodies are classified according to a Brazilian federal law, based on the expected uses of their water (Brasil, 2005). There are separate classes for water quality and each class has its own upper bounds for concentration of a list of different constituents. The first class is termed “special”



and it has the strictest limits, meaning that while the quality is the highest among the other classes, the land use in the watershed draining to this water body is also the most limited. This class is followed by other four, ranging from 1 to 4 (the higher the number, the higher the concentration levels allowed). Class 4 has the highest limits for concentration of constituents and a water body in this class has very few uses aside from navigation. By law, urban water supply systems can only withdraw from water bodies below class 4. The classification procedure is conducted during the preparation of the watershed plan, with feedback from local users through their representatives in the watershed committee and takes into account the local users' expectation and desire towards water and environmental quality, as well as water availability for economic development. The classification thus defines targets for water quality standards that represent a compromise between water quality and economic water uses.

The Sinos River is current classified as class 4 in its major length mainly due to phosphorous and thermotolerant coliforms concentrations exceeding class 4 thresholds. The domestic sewage discharges is the main pollution concern, in which only 4.5% of its total population has sewage collection and treatment (Concremat, 2014). In order to reduce pollution levels and protect the designated uses, the Sinos river Watershed Plan has established water quality targets to the main river (Sinos river) and some tributaries. The target constituents are biochemical oxygen demand (BOD), dissolved oxygen (DO), and thermotolerant coliforms since they represent domestic pollution and also for requiring wastewater treatment solutions that are less expensive if compared to other constituents like phosphorous. Table 1 presents the water quality targets along the Sinos River main channel, which vary from class 1 and 2 in the upper division to class 3 in the medium and lower division (see methodology for details). The Sinos River Watershed Plan estimates investments on urban sewage infrastructure amount to about R\$ 1.5 billion for a twenty-year planning horizon in order to mitigate current pollution and meet the proposed water quality targets (Profill, 2014).

Figure 2 represents the sum of all users' observed water demand at each watershed region (reference year 2014 - Profill (2013)). The lower watershed ($n = 1, 2, \text{ and } 3$) is the one with higher water demand due to its strong industrial and urbanization characteristics combined with irrigated rice production. The lower watershed represents 85% of the total urban water demand, 66% of the total water demand for irrigated rice production, and 92% for industrial purposes. The concentrations above water quality targets at all reaches n , with exception of reach 8, indicate that the load emissions are higher than the river depuration capacity at minimum flows (Q_{90}). Under such conditions, there is no water available to dilute additional loadings. Hence, in order to accommodate new users and meet the prescribed water quality targets, it is necessary to reduce the existing pollution levels in almost all reaches. An exception occurs at reaches 4 and 5 (at the middle



watershed). These regions present smaller population, industrial and irrigation water uses, so that the concentration in the corresponding river reaches is mostly affected by users upstream (in both quantity and quality).

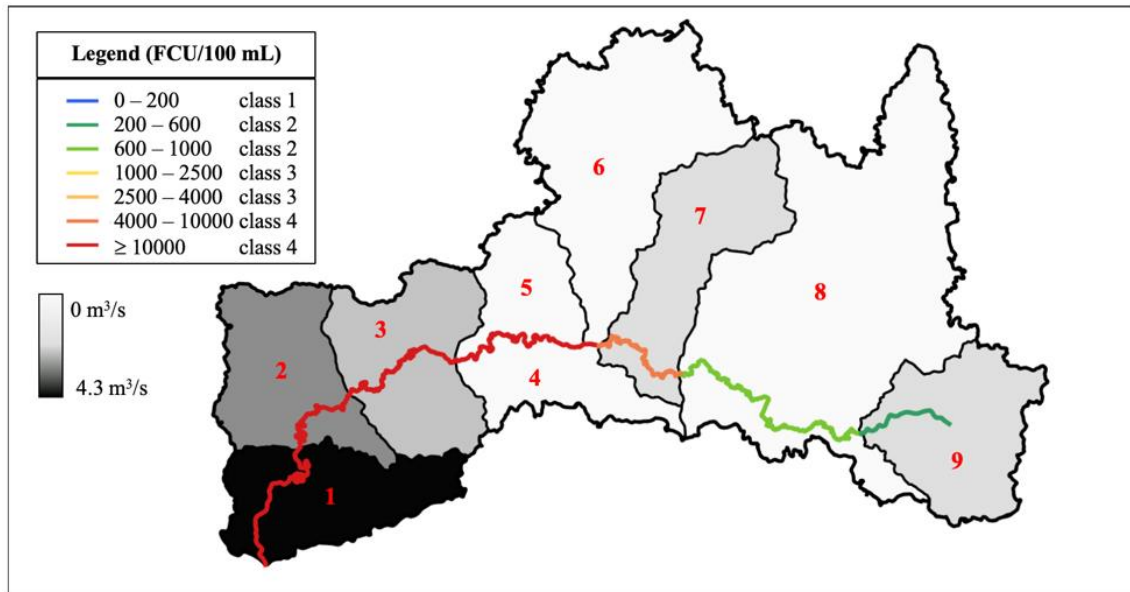


Figure 2: Representation of the observed water demand by watershed region and observed water quality concentration at the main river

| METHODOLOGY |

In order to identify solutions to coordinate wastewater infrastructure expansion planning with water management instruments, we simulate water quality considering withdrawals and discharges from watershed users. This simulation is integrated to an optimization model that searches for the least cost solution for the watershed considering the economic benefits from water use and the expansion cost of the sanitation infrastructure. The whole integrated optimization model is named VISTA Dalcin & Marques (2020). The model framework is composed by a main routine that uses dynamic programming algorithm to optimize the distribution of water permits along a planning horizon (divided in stages), following economic development projections and water use preferences (figure 3). Each water permit increment decision has implications on economic benefits generation and water pollution control costs. Sub-routine I applies a multi-objective linear programming algorithm (MOLP) to optimally distribute the water permits increments to different water use sectors (economic users and environmental use) and calculates the resulting economic benefits from the water use through economic water value functions. A second sub-routine uses an



optimization/simulation water quality algorithm based on a non-linear programming approach to spatially split the water permits of each water use sector over basin regions and calculates wastewater treatment costs to achieve the proposed water quality targets.

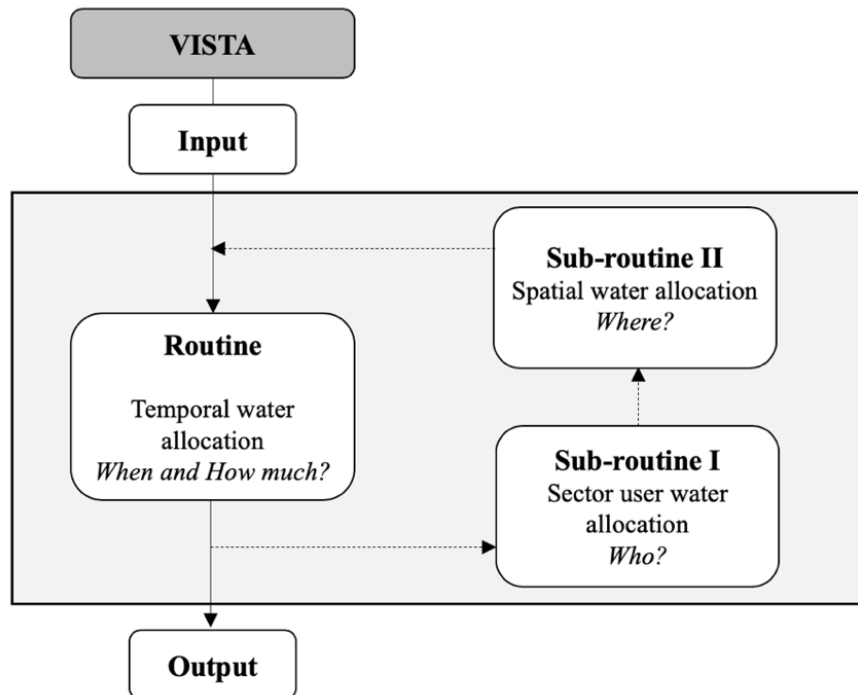


Figure 3: Modelling routine and sub-routines flowchart

Upstream water use effect downstream water quality conditions and hence its downstream use. Sub-routine II incorporates contaminant mass transport and depuration equations, in which the main river is divided into reaches or control volumes n with specific flow availability and quality constraints (see Dalcin & Marques (2019) for details). User's withdrawals and discharges are represented as lateral contributions in the transport equation, and all loads located within each control volume are summed and characterized as a single punctual discharge at the end of each volume control (Figure 4). The total load to be removed in order to meet the water quality targets at each stage t and reach n , is set as decision variable in the model, which is represented by the product of a flow by a concentration removal efficiency of the contaminant modeled. The removal efficiency depends on the wastewater treatment techniques applied (i.e. primary, secondary, tertiary or advanced treatment). While non-point source pollution generated by agriculture can be partially removed through soil management practices (e.g. erosion control), and the costs of those practices could be associated to a removal efficiency and added to the model, we currently lack reliable data to include it in the model, thus it is limited to point source pollution removal through wastewater



treatment. We assume that industrial discharges follow the federal and state regulations for constituents' thresholds.

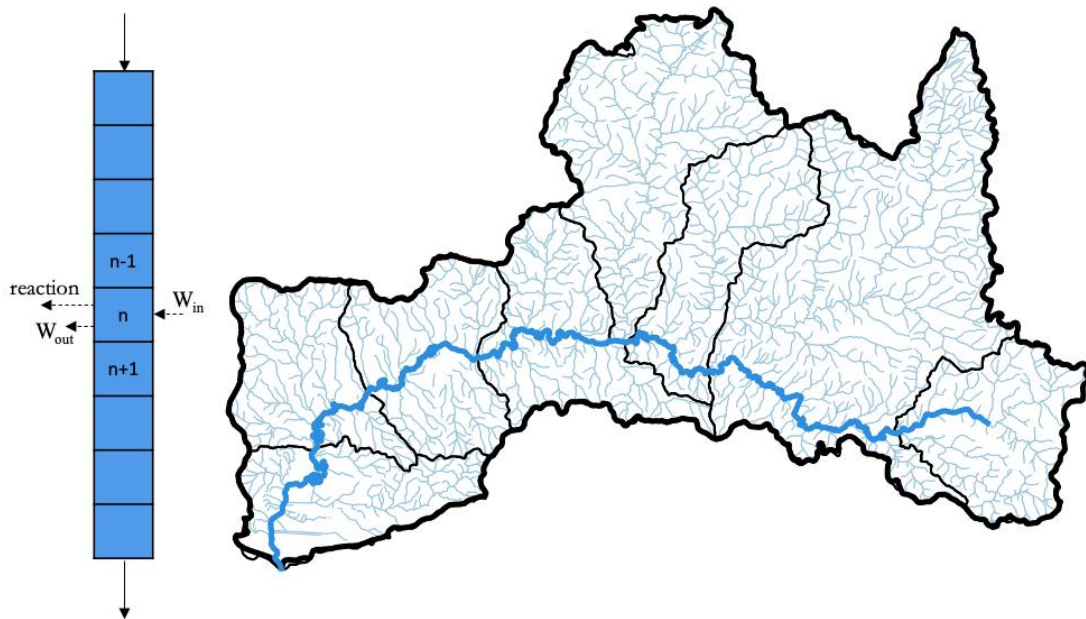


Figure 4: Division of the main river into control volumes n and mass balance representation for a control volume n

To find the wastewater treatment cost resulting from the modeling load removal, the wastewater flow is then related to a cost value function. We adopted the basic residential tariff of the retail company to collect and treat municipal wastewater (Corsan, 2018). The tariff value includes operational costs and long-term investment recoveries, which is compatible with the long-term planning horizon used in the modeling scenarios. Given most part of the retailer's companies adopts wastewater treatment plants with secondary treatment level, we adopted removal efficiency compatible with secondary treatment techniques.

Although the economic water use (e.g. irrigation, urban, industrial) brings higher global economic returns from water use, water use interferes on the water quality (i.e. reducing water dilution capacity, increasing pollutants constituents), requiring higher water pollution control measures. The costs and benefits in sub-routine I and II are calculated separately since the wastewater treatment cost in sub-routine II is an incremental cost, which can only be calculated after spatial allocation of withdrawals and discharges are determined based on hydrological conditions and targets. All costs and benefits from sub-routines I and II are then relayed back to the main routine, in which modeling economic benefit results (economic benefits from water use minus water pollution control costs) allow to investigate optimized water allocation strategies. For example, it



shows where water permits should be restricted and where water quality targets can be adjusted considering water pollution control costs and the economic water value.

Scenarios and projections

The model was run for three scenarios and a 20-year planning horizon, divided in 4 stages of 5 years each, and the results present and discuss decisions from both the sanitation and water management sectors. A decision must be made at each stage (i.e. at each 5 years). The scenarios are proposed to represent different users' preferences towards environmental quality and economic development. Those preferences also define local water policies and boundary conditions to the model, hence testing different preferences is also a way to include other dimensions of water management, in the form of which water preferences should be fostered along the time horizon.

In scenario A, the economic use of the water (water permits incrementation) is prioritized along the planning horizon. This represents maintenance of a business-as-usual condition, where water is allocated exclusively based on its availability, without consideration of the externalities from its use (e.g. pollution) and its economic value to users. In scenario C, the water protection is prioritized by restricting the incremental allocable flow to economic uses and leaving more water in the streams (which may constrain water availability to meet economic growth). This represent an abrupt departure from scenario A, with more focus on environmental protection and river water quality, at the expense of economic water demands. Finally, scenario B is a mix between the economic water use preference and environmental protection. In the first stages the water permits increments' decision follows economic priorities, while for the remaining stages it switches to higher priority to environmental protection. This represents a gradual change from a business-as-usual condition (scenario A) to an environmentally focused condition (scenario C).

Given our focus is to find decisions coordinating wastewater infrastructure expansion with water management instruments, the following decisions are considered. From the perspective of water management, it must be decided: (a) How many water permits should be issued, when and where; (b) How strict should be the water quality targets and where; and (c) Which scenario should be pursued. From the perspective of sanitation, it must be decided: (a) Load removal from each site, and (b) How much to invest in infrastructure, when and where.

We consider the three main water use sectors of the study basin (irrigated agriculture, urban supply, and industrial use) as economic uses plus the environmental use representing preservation and river protection. The 20-year planning horizon includes economic, water demand growth and population projections based on available census data followed data projections. The urban sector



considered an annual average growth of 1.1%, the industrial sector with an annual growth rate of 2.4%, and the irrigated agriculture with an annual growth rate of 1.25 %. Intermediate water quality targets were defined for each stage along the planning horizon in the model before meeting the final ones (table 1), and the incremental water permits were based on the available allocable flow following the current water permitting criteria, which allows up to 70% of Q_{90} (14.04 m³/s) to be allocated for consumptive users (Profill, 2014). Finally, thermotolerant coliforms were used as the parameter for water quality simulation in sub-routine II.

Table 1: Water quality classification and final water quality targets applied to the study

Main river division	River reach	Water quality classification	Water quality targets	Reach length (km)
upper	9	2	1	198 - 168
	8	2	2	168 - 138
	7	4	2	138 - 108
medium	6	4	3	108 - 97
	5	4	3	97 - 86
	4	4	3	86 - 75
lower	3	4	3	75 - 50
	2	4	3	50 - 25
	1	4	3	25 - 00

| RESULTS AND DISCUSSION |

Figure 5 shows the regions where higher investments in infrastructure must be done in order to achieve the prescribed intermediary and final water quality targets. The investments are for treating both the existing pollution and the pollution resulting from the allocation of new water permits along the planning horizon (the darker the shaded area, the higher the wastewater flow treated). The maps are organized by scenario and stage. For each scenario, it is possible to visualize the wastewater treatment flow increments at each stage t together with the resulting water quality concentration at each reach n , depicted by the color of the river line.

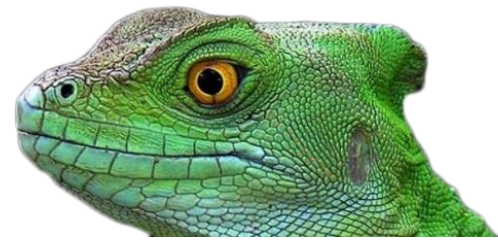
For all scenarios, the lower watershed (reaches 1, 2 and 3) is the one that requires the highest wastewater treatment investments, mainly due to the concentration of urban demands combined with very limited sewage collection and treatment infrastructure. Despite the concern with high pollution, these reaches are still more favorable to the allocation of new water permits, since the



backwater effect at the river mouth (Jacuí delta) reduces the hydraulic speed and contributes to increase the auto depuration capacity of the reaches 1 and 2.

In scenario A, water permits are provided to fulfill most part of the economic projected water demand (82% for irrigation, and 100% for urban and industrial sectors), resulting in an economic benefit increment of R\$ 4,666 million (over the 20-year planning horizon). This scenario also results in the highest investment in wastewater treatment compared to the other scenarios, achieving 2.52 m³/s at a total wastewater treatment cost increment of R\$ 959 million (over the 20-year planning horizon) if the water quality targets are to be reached. At the lower watershed (reaches 1, 2 and 3), the load removal follows the allocation of new water permits to industrial and irrigated agriculture sectors, combined with incremental wastewater improvements to treat the existing pollution and meet the intermediate water quality targets. No allocation of new water permits occurs at the middle watershed (reaches 4, 5, 6) so that this region only depends on the upstream reaches resulting quality. For the upper watershed, reaches 8 and 9 achieve the final water targets at the first stage but they need incremental wastewater treatment along the planning horizon due to the allocation of new water permits to urban users.

For the urban sector, the allocation of new water permits is constrained by the user's water quality requirements. No new urban demand can withdraw water if the river has water quality class above 3. However, the current water permits for urban sector are maintained even if the reach is classified as class 4, since VISTA just considers new incremental flow allocation (although the current regulation imposes this restriction, withdrawals at class 4 is a common reality in most part of the urban regions of Brazil). Another consideration here regards the water quality modeling limitation. The spatial allocation sub-routine considers the impacts of all withdrawals and discharges in the main river channel only (tributaries are not modeled). Although the water for urban use may be withdrawn from a tributary classified under a lower class, this limitation is attenuated by the fact the main tributaries of the lower watershed are current also classified as class 4 and the effects are still persistent in the main channel. As the intermediary water quality targets of the upper watershed (reaches 7, 8, 9) meet urban requirements before the lower watershed (the lower watershed achieves class 3 only at the last stage), those are more favorable to receive new water permits to urban use, and thus some water permits are allocated to regions in the upper watershed. This result shows the relation between water quality and water supply, and its economic implications. The lower watershed has better water availability conditions to receive new urban water permits. However, due to water pollution, water supply can be affected. It does not mean that water supply must be restricted in the lower reaches but if done so it will bring in higher costs.



For Scenario B, which represents a gradual shift to water policies with increasing preference for environmental quality, the allocation of new water permits is reduced, falling behind the projected water demand by a larger margin if compared to scenario A. Irrigated agriculture has 20% of its demand unmet and the urban sector has 8% of its demand unmet, resulting in an economic benefit increment of R\$ 4,658 million (over the 20-year planning horizon). However, scenario B also demands smaller investment in wastewater treatment compared to scenario A, as less wastewater is being produced (2.29 m³/s representing a total wastewater treatment cost of R\$ 905 million). This can be verified in the upper watershed, in which scenario B achieves the same water quality concentration as scenario A, but with less investment in wastewater treatment due to its smaller water abstraction and wastewater discharges by users. In coordination with sanitation investments in wastewater treatment, new water permits are also reduced along the planning horizon. Despite this under scenario B the lower watershed needs similar wastewater treatment investments as scenario A in order to remove the existing pollution.

For Scenario C, most of the investment in wastewater treatment must be done to remove the existing pollution. This sanitation sector decision reflects the water management decision to significantly reduce allocation of new water permits following a more environmental water use preference (resulting in a lower economic benefit increment of R\$ 3,969 million over the 20-year planning horizon). As result, the river depuration capacity increases, along with less wastewater discharges to be treated. The wastewater treatment flow is 2.01 m³/s, which brings the total cost of new wastewater infrastructure from R\$ 959 million in Scenario A to R\$ 759 million in scenario C.

These results show that it is possible to find least cost solutions for investment in sanitation and also meet prescribed water quality targets. Scenario B represents the best resulting economic benefit of R\$ 3,753 million (economic benefit minus wastewater treatment costs). However, each solution requires coordinated decisions on how to allocate water permits (water management) and how to allocate wastewater investments (sanitation). In order to find such coordination, the analysis needs to integrate economic implications (both in terms of the economic value of the water and deal with the externalities of using it) and water management instruments (e.g. water quality targets and water permits) like it was presented here.

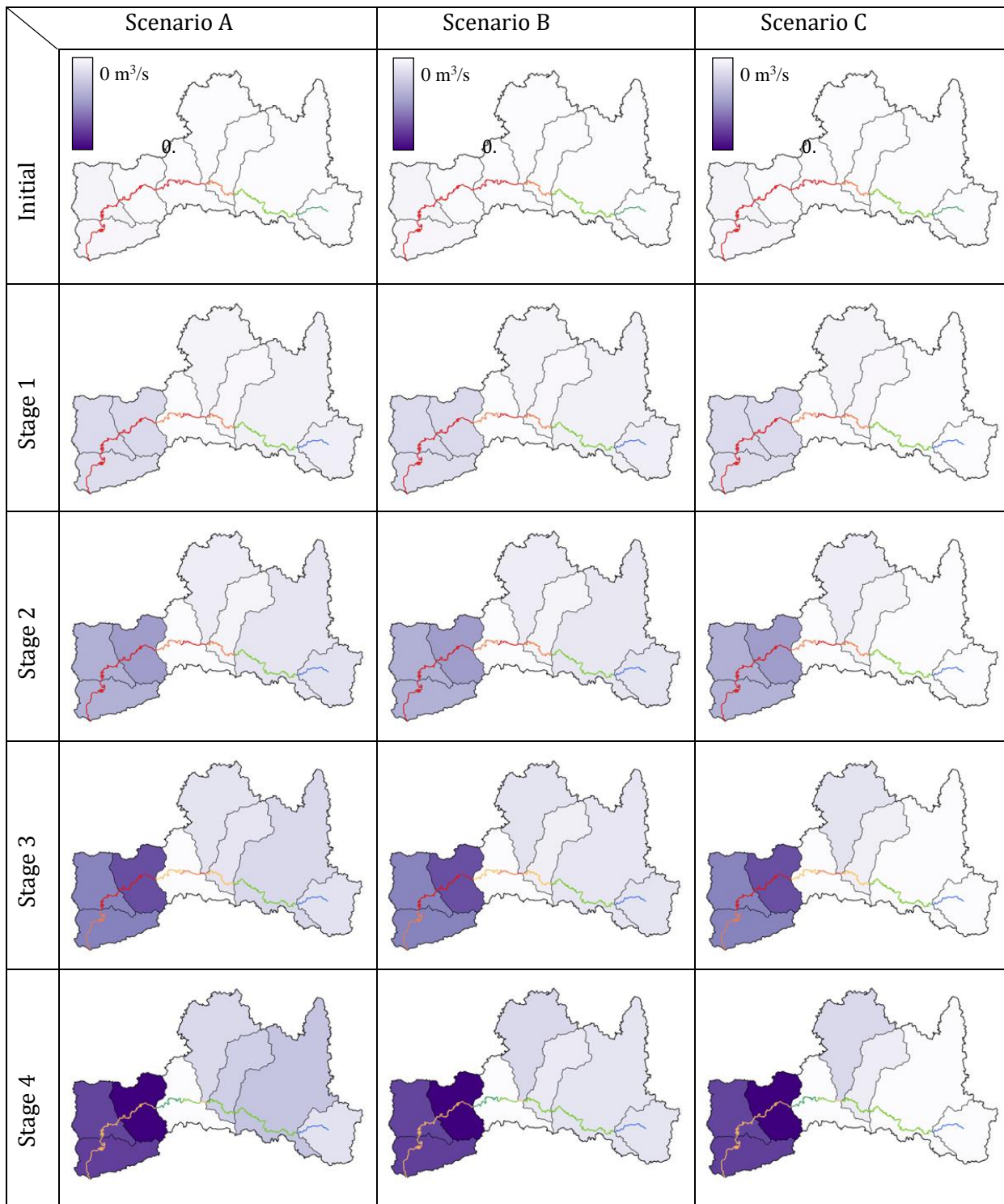
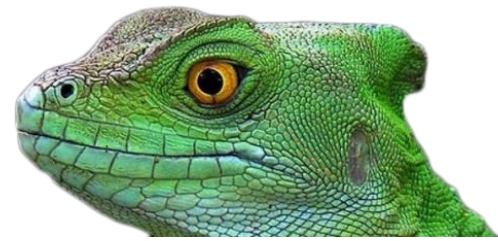


Figure 5: Load removal required and water quality concentration improvements.
(The darker the shaded area, the higher the load removal and the necessary investment in wastewater treatment.
For the river: red – class 4; orange – class 3, green – class 2, blue – class 1).



Finally, modeling results allow to identify different measures (as regulations economic instruments and decisions from the sanitation sector) that can be implemented to achieve the resulting optimal strategy, such as: (a) Improved water conservation measures to allow curtailment of new water permits; (b) more restrictive effluent discharges thresholds in order to mitigate the resulting elevation of the pollution and reducing of the dilution capacity at some river reaches, and (c) more restrictive water charges for water withdrawal or effluent emission thresholds could also be imposed at these regions in order to induce rational use and improve the efficiency of the water use and load removal efficiency. The sanitation sector can contribute to those strategies by increasing investment in loss reduction and other water conservation programs, adjusting block tariffs to motivate users to invest in more efficient water fixtures. The upper and middle watershed are good examples where efficient use of water should be prioritized. To allow irrigation expansion at these regions, water efficient use requirements should be imposed so that the curtailment on the new water permits would be mitigated by the water saved through application of such requirements. Similarly, the installation of new industries in some regions should require more restrictive effluent discharges thresholds in order to mitigate the resulting elevation of the pollution and reducing of the dilution capacity. More restrictive water charges for water withdrawal or effluent emission thresholds could also be imposed at these regions in order to induce rational use and improve the efficiency of the water use and load removal efficiency.

| CONCLUSION |

We conclude that while there are several ways to reach predefined water quality targets, each way requires well coordinated decisions from the water management perspective (where and when to allocate water permits) and the sanitation sector (where and when to concentrate investments in wastewater treatment). Thus, as important as the decisions to improve water management instruments and to increase investments in sanitation is their coordination towards a common watershed goal. When these decisions are aligned, the goals (in this example water quality targets) can be reached at lower costs and water can be more efficiently allocated in the watershed, avoiding conflicts and watershed “closures” (when no more water permits can be issued).

To identify such coordination opportunities, it is important to first define priorities regarding water pollution control and preservation, followed by optimization of investments combined with the economic value of the water to different users across the watershed. Allocating new water permits at some regions may cause higher impacts on the water quality, requiring higher wastewater



treatment investments in order to achieve water quality targets. Hence users may decide if it is worthwhile to use more water (which has economic benefits), to conserve it and reduce the burden to the sanitation sector, (which has financial benefits) or to relax the water quality targets (which has environmental costs beyond economics). Only when the economic implications are considered one can identify the tradeoffs among those possibilities and derive long term coordination solutions to integrate sanitation and water management that are less costly to users and environmentally better.

Acknowledgements

The authors thank the Federal University of Rio Grande do Sul and CAPES for the financial support.

| REFERENCES |

- America, L. (2019). *From Waste to Resource: Shifting paradigms for smarter wastewater interventions in Latin America and the Caribbean*. Retrieved from <http://documents.worldbank.org/curated/en/151321564553997465/pdf/From-Waste-to-Resource-Shifting-paradigms-for-smarter-wastewater-interventions-in-Latin-America-and-the-Caribbean.pdf>
- Brandt, M. J., Johnson, K. M., Elphinston, A. J., & Ratnayaka, D. D. (2017). Water Supply Regulation, Protection, Organization and Financing. In *Twort's Water Supply* (pp. 37–63). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100025-0.00002-8>
- Brasil. (2005). Resolução CONAMA 357. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente.
- Concremat. (2014). Plano regional de saneamento básico: relatório do diagnóstico. Porto Alegre: Prosinos.
- Corsan. (2018). Estrutura tarifária sintética - consórcio Pró-Sinos. Retrieved December 11, 2018, from <http://www.corsan.com.br/sistematarifario>
- Dalcin, A. P., & Marques, G. F. (2019). Simulação da qualidade da água para suporte em modelos de otimização para planejamento e gestão de recursos hídricos. *Revista de Gestão de Água Da América Latina*, 16(1), 15–15. <https://doi.org/10.21168/rega.v16e15>
- Dalcin, A. P., & Marques, G. F. (2020). Integrating water management instruments to reconcile a hydro-economic water allocation strategy with other water preferences. *Water Resources Research*, e2019WR025558. <https://doi.org/10.1029/2019WR025558>
- Davidsen, C., Liu, S., Mo, X., Holm, P. E., Trapp, S., Rosbjerg, D., & Bauer-Gottwein, P. (2015). Hydroeconomic optimization of reservoir management under downstream water quality constraints. *Journal of Hydrology*, 529(1), 1679–1689. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.08.018>
- Hutton, G., & Varughese, M. (2016). *The Costs of Meeting the 2030 Sustainable Development Goal Targets on Drinking Water, Sanitation, and Hygiene: Summary Report. The Costs of Meeting the 2030 Sustainable*



- Development Goal Targets on Drinking Water, Sanitation, and Hygiene: Summary Report. The World Bank. <https://doi.org/10.1596/K8632>
- IBGE. (2010). *Indicadores de desenvolvimento sustentável: Brasil 2010*. Rio de Janeiro.
- Martinsen, G., Liu, S., Mo, X., & Bauer-gottwein, P. (2019). Joint optimization of water allocation and water quality management in Haihe River basin. *Science of the Total Environment*, 654, 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.036>
- Naderi, M. J., & Pishvae, M. S. (2017). A stochastic programming approach to integrated water supply and wastewater collection network design problem. *Computers and Chemical Engineering*, 104, 107–127. <https://doi.org/10.1016/j.compchemeng.2017.04.003>
- OECD. (2017). *Water Charges in Brazil: The Ways Forward*. Paris: OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264285712-en>
- Profill. (2013). Plano de Bacia do Rio dos Sinos: Relatório final RT1 Fase inicial e Fase A. Porto Alegre: Rio Grande do Sul. Retrieved from <http://www.comitesinos.com.br/planodebacia>
- Profill. (2014). Plano de Bacia do Rio dos Sinos: Relatório final RT3 Fase C - programa de ações. Porto Alegre: Rio Grande do Sul. Retrieved from <http://www.comitesinos.com.br/planodebacia>
- Prouty, C., Mohebbi, S., & Zhang, Q. (2020). Extreme weather events and wastewater infrastructure: A system dynamics model of a multi-level, socio-technical transition. *Science of the Total Environment*, 714, 136685. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136685>
- Rehan, R., Knight, M. A., Unger, A. J. A., & Haas, C. T. (2014). Financially sustainable management strategies for urban wastewater collection infrastructure - development of a system dynamics model. *Tunnelling and Underground Space Technology*, 39, 116–129. <https://doi.org/10.1016/j.tust.2012.12.003>
- Winpenny, J. (2015). Water: fit to finance? Catalyzing national growth through investment in water security, (April), 127. Retrieved from http://www.worldwatercouncil.org/fileadmin/world_water_council/documents/publications/forum_documents/WWC_OECD_Water-fit-to-finance_Report.pdf
- Zeferino, J. A., Antunes, A. P., & Cunha, M. C. (2010). Multi-objective model for regional wastewater systems planning. *Civil Engineering and Environmental Systems*, 27(2), 95–106. <https://doi.org/10.1080/09540250802658988>
- Zeferino, J. A., Cunha, M. C., & Antunes, A. P. (2012). Robust optimization approach to regional wastewater system planning. *Journal of Environmental Management*, 109, 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.008>



ANÁLISE MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MUNIM – MA

| ID 15718 |

¹Jonas Jansen Mendes, ²Manuel Enrique Gamero Guandique

¹Doutorando do programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista – UNESP Sorocaba, e-mail: jjonasjansenn@hotmail.com; ²Professor Assistente Doutor da Universidade Estadual Paulista – UNESP Sorocaba, e-mail: enrique.gamero@unesp.br;

| RESUMO |

O estudo apresenta os parâmetros morfométricos zonais, linear e hipsométrico da bacia hidrográfica do rio Munim, situado em 27 municípios do estado do Maranhão – Brasil, por meio de geotecnologias. A análise deu-se por meio da caracterização da hierarquia fluvial, relação de bifurcação, relação entre o comprimento médio dos canais de cada ordem, relação entre os gradientes dos canais, índice de sinuosidade do canal principal, índice de circularidade, densidade de drenagem, densidade hidrográfica, coeficiente de manutenção, índice de rugosidade e declividade. Os parâmetros permitiram identificar que a bacia é de forma alongada sendo de maior escoamento e pouco suscetível a enchentes em condições normais de precipitação, além de possuir baixa densidade hidrográfica e pouca tendência a formação de canais, com baixa capacidade de manter rios perenes e aptidão natural para pastagem e reflorestamento, com isso foi possível analisar as condições naturais da bacia, identificando a capacidade de escoamento, infiltração, formação de canais e o potencial hídrico da região.

Palavras-chave: Parâmetros morfométricos; rio Munim

| INTRODUÇÃO |

A análise morfométrica em bacias hidrográficas é fundamental para identificar e caracterizar a dinâmica fluvial e seus processos, devido às características morfoclimáticas do rio munim, com chuvas intensas sazonais, tipos de solos e forma do relevo, contribuem para eventos de inundação e enchentes, que são agravados pelas características de drenagem (densidade e forma). Considerando esses aspectos a análise morfométrica torna-se uma ferramenta para o planejamento ambiental da região.

A morfometria de bacias é uma das principais formas de se avaliar quantitativamente a interação entre processos e condicionantes geomorfológicos, pois permite caracterizar os aspectos geométricos e de composição das bacias, estabelecendo indicadores relacionados à forma, ao arranjo estrutural e à composição integrativa entre os elementos (CHEREM, 2008).



As características físicas e bióticas de uma bacia têm importante papel nos processos do ciclo hidrológico, influenciando, dentre outros, a infiltração e quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração, o escoamento superficial e sub-superficial (BARROS; TAGLIARINI; PENACHIO, 2017). O desempenho hidrológico de uma bacia de drenagem também é afetado pelo homem, haja vista que as atividades antrópicas interferem nos processos hidrológicos.

O conjunto de canais fluviais constitui a bacia de drenagem, que é delimitado por terrenos adjacentes mais elevados, os quais formam uma rede de drenagem constituída por diversos tributários e um rio principal, estes canais drenam terras desde suas nascentes, terrenos mais elevados, carreando sedimentos em suspensão, de fundo e substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas para o canal principal (CASTRO; CARVALHO, 2009).

A caracterização das redes de drenagem é possível devido as equações propostas por Horton (1945), Strahler (1952), Schumm (1956), Melton (1957), Schumm (1963), Villela e Mattos (1975), além disso as geotecnologias contribuem para identificação das mudanças da paisagem, na quantificação e qualificação do uso e cobertura da terra.

O planejamento da ocupação do espaço deve considerar aspectos que conservem o ambiente e as diversas formas de desenvolvimento da sociedade. A inserção de áreas urbanas nos entornos das bacias hidrográficas provoca vários impactos ambientais, entre eles está o aumento significativo na frequência das inundações, na produção de sedimentos, mudanças na qualidade da água e áreas que são ocupadas pela agropecuária convencional (TUCCI, 2002).

A utilização das terras e o crescimento econômico têm sido constantemente prejudicados pela falta de planejamento racional, que tenha como base o conhecimento dos recursos naturais disponíveis. A exploração desordenada contribui para a degradação dos ecossistemas regionais com conseqüente deterioração do nível de vida da população rural e urbana (CHAVES et al., 2010).

A partir disso, o artigo tem como objetivo analisar os parâmetros morfométricos para compreensão das condições naturais da bacia hidrográfica do rio Munim por meio das geotecnologias.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A bacia hidrográfica em estudo está delimitada pelas coordenadas geográficas: Norte: 3°43'S e 43°24'O; Leste: 4°04'S e 43°01'O; Sul: 4°34'S e 43°07'O; Oeste: 3°22'S e 43°28'O, com uma área de 15.912 km², composta pelos municípios: Afonso Cunha, Aldeias Altas, Anapurus, Axixá, Belágua, Brejo, Buriti, Cachoeira Grande, Caxias, Chapadinha, Codó, Coelho Neto, Duque Bacelar, Icatu,



Itapecuru Mirim, Mata Roma, Milagres do MA, Morros, Nina Rodrigues, Presidente Juscelino, Presidente Vargas, Santa Quitéria do MA, Santa Rita, São Benedito do Rio preto, Timbiras, Urbano Santos e Vargem Grande, totalizando 27 municípios (MARANHÃO, 2002), conforme figura 1.

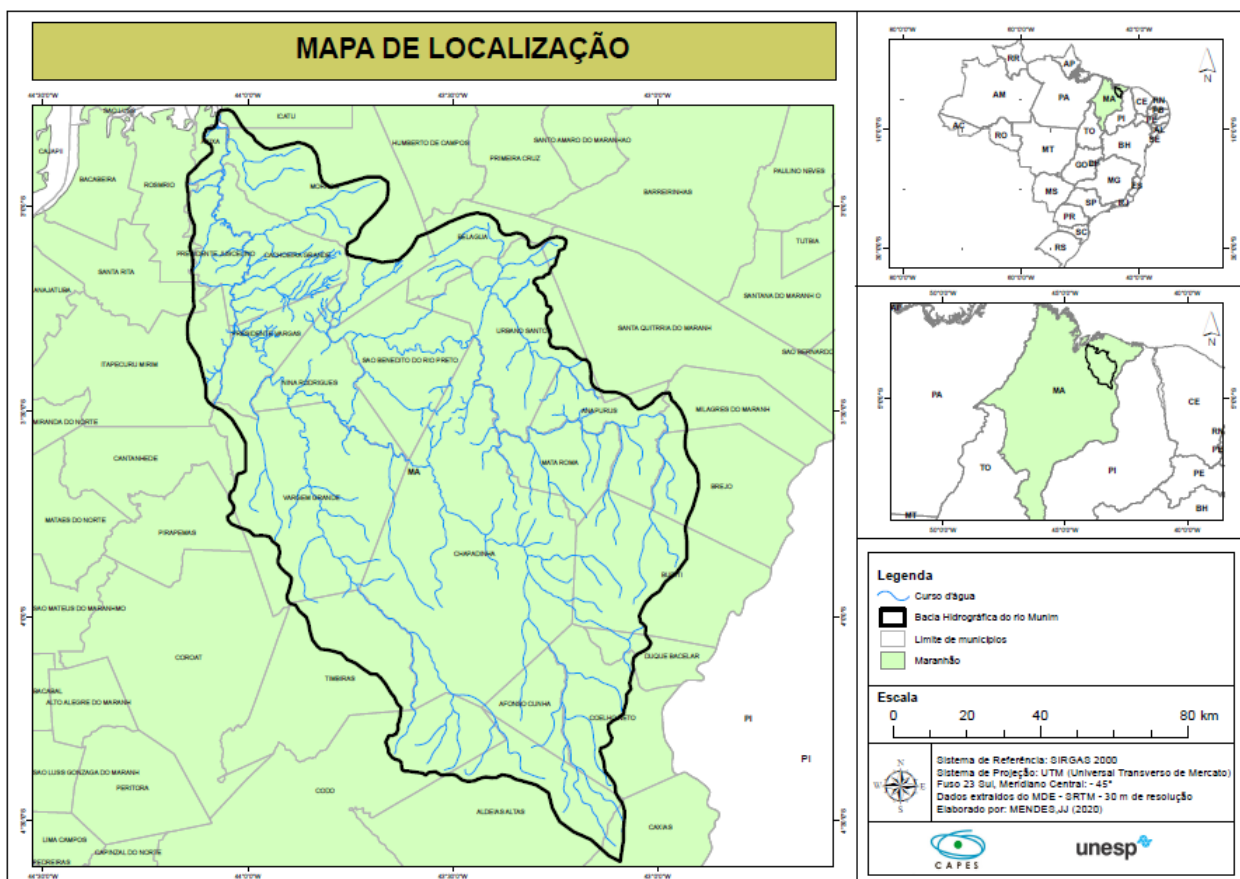


Figura 1. Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Munim – MA. Fonte: Dos autores (2020)

Para elaboração da pesquisa foi realizado como fontes secundárias levantamentos e leitura de material bibliográfico, a partir de livros, artigos científicos, dissertações e teses para construção de concepções teóricas e práticas, além de representações gráficas referentes ao objeto em estudo.

As geotecnologias têm surgido como ferramentas de elevado potencial de suporte, facilitando a manipulação de mapas, a organização de banco de dados e a obtenção de informações, proporcionando a análise da área de estudo em detalhe e de maneira rápida (CRUZ, 2010).

A análise da bacia foi realizada a partir das condições morfométricas onde por meio dos estudos de Veiga (2011), descreve a caracterização de bacia em três parâmetros: linear, zonal e hipsométrico.

O parâmetro linear quantifica a rede de drenagem por meio de seus atributos (comprimento, número, hierarquia) e da relação entre eles, sendo dados por: hierarquia fluvial, relação de



bifurcação, relação entre o comprimento médio dos canais de cada ordem, relação entre os gradientes dos canais e índice de sinuosidade do canal principal.

A hierarquia fluvial, segundo Strahler (1952), considera que os canais de primeira ordem são aqueles que não apresentam tributários, isto é, são canais de cabeceiras de drenagem. Os canais de segunda ordem são os canais subsequentes à confluência de dois canais de primeira ordem e assim sucessivamente, sendo que a confluência com canais de ordem hierárquica menor não altera a hierarquização da rede.

A relação de bifurcação proposto por Strahler (1952) considera como sendo a razão entre o número total de canais de certa ordem e o número total de canais de ordem imediatamente superior. Segundo França (1968), essa relação verifica que esse índice está intimamente relacionado ao comportamento hidrológico dos solos, sendo maior para solos menos permeáveis e menores para solos mais permeáveis.

A relação entre o comprimento médio dos canais de cada ordem relaciona a normalidade de uma bacia hidrográfica, onde o comprimento médio dos canais ordena segundo uma série geométrica direta, sendo o primeiro termo o comprimento médio dos canais de primeira ordem, e a razão a relação entre os comprimentos médios (VEIGA, 2013).

Segundo Christofolletti (1980), a relação entre os gradientes dos canais é a representação matemática da terceira lei de Horton, verifica o grau de normalidade de uma dada bacia hidrográfica, relacionando a declividade média dos canais de cada ordem com a declividade dos canais de ordem imediatamente superior. A partir dessa relação foi possível a leitura isolada da normalidade da declividade dos canais da bacia do rio Munim por ordem.

O índice de sinuosidade do canal principal descrito por Alves e Castro (2003) é uma das formas de representar a influência da carga sedimentar, a compartimentação litológica e estrutural, onde os valores próximos a 1 indicam elevado controle estrutural ou alta energia e valores acima de 2 indicam baixa energia, sendo os valores intermediários relativos a formas transicionais entre canais retilíneos e meandrantos.

Os parâmetros zonais quantificam os atributos da bacia hidrográfica correlacionando-os a valores ideais e à rede de drenagem da mesma área de estudo, sendo dados por: índice de circularidade, densidade de drenagem, densidade hidrográfica, relação entre área de bacias e coeficiente de manutenção.

O índice de circularidade, a partir dos estudos de Christofolletti (1980) é a relação entre a área da bacia e a área de um círculo que tenha o perímetro idêntico ao da bacia considerada, sendo o valor máximo considerado igual a 1,0. A partir desse dado é possível verificar a velocidade do fluxo de água e a probabilidade de cheias.



A densidade hidrográfica, proposto por Horton (1945), estabelece a relação entre o número de cursos d'água e a área de uma dada bacia, inferindo o comportamento hidrográfico e a capacidade de gerar canais.

A densidade de drenagem estabelece a relação entre o comprimento total ou ordem hierárquica dos canais de drenagem e a área de drenagem, esse parâmetro representa o comportamento hidrológico definido pela litologia e estrutura geológica (lineamentos, acamamentos, falhamentos, fraturas, por exemplo), imprimindo a capacidade de infiltração e de formação de canais superficiais (CHRISTOFOLETTI, 1970).

A relação entre as áreas de bacia estabelece a relação do tamanho médio das bacias para cada um dos canais de uma determinada ordem e as bacias de ordem sucessivamente inferior, expressando o comportamento e o grau de normalidade da composição da bacia (HORTON, 1945).

Segundo Schumm (1956), o coeficiente de manutenção é considerado um dos parâmetros mais importantes para a realização de análises morfométricas onde corresponde a área necessária para formação de um canal com fluxo perene.

Os parâmetros hipsométricos correlacionam a variação altimétrica à área e a rede de drenagem de uma mesma bacia, sendo representados pelo índice de rugosidade e declividade. Para Christofolletti (1980), os parâmetros hipsométricos representam, via de regra, a tridimensionalidade da bacia ao incluir a variação altimétrica e não tem uma unidade de medida característica.

De acordo com Strahler (1958), o índice de rugosidade apresenta os aspectos da declividade e comprimento da vertente por meio do contra balanço da amplitude altimétrica à densidade de drenagem, esse índice verifica a ocorrência de cheias e transmissividade hidráulica da bacia.

A declividade média, segundo Veiga (2011), expressa a energia e a intensidade de atuação dos processos morfogenéticos, incluindo a dinâmica dos escoamentos superficiais concentrados e difusos (laminar) nas vertentes.

Os parâmetros linear, zonais e hipsométricos foram realizados a partir do Modelo Digital de Terreno (MDE), oriundas do SRTM e do banco de dados geomorfométricos do Brasil - TOPODATA, considerando as informações de altimetria, declividade, orientações, curvaturas, divisores e talvegues, onde os resultados foram obtidos por meio de equações numéricas e por programas de Sistema de Informação Geográfica, que originaram documentos cartográficos (cartas e mapas), visando melhor compreensão da pesquisa além da tabulação de dados, a partir do Microsoft Office Excel 2007, com a geração de tabelas e gráficos.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A bacia hidrográfica do rio Munim compreende uma área de 15.918 km² e perímetro de 664,47 km, a caracterização morfométrica foi realizada a partir da análise linear, zonal e hipsométrica.

O método de Stralher foi utilizado para hierarquização da rede de drenagem, cuja nascentes são consideradas de primeira ordem e os canais consecutivos de segunda, terceira e quarta ordem (Quadro 1).

Ordem	Nº de Canais	Comprimento dos canais (km)
1º	377	248,7
2º	77	34,8
3º	50	506,6
4º	25	1496,7

Quadro 1. Relação hierárquica, quantidade e extensão de canais da rede de drenagem da bacia hidrográfica do rio Mearim, MA

De acordo com o método foi contabilizado 529 canais com extensão total de 2286,8 km. Os canais de primeira ordem apresentam 377 segmentos com o comprimento médio de 248,7 km, já os de segunda ordem com 77 canais de 34,8 km, os de terceira ordem com 50 canais e comprimento médio de 506,6 km e em maior extensão os segmentos de quarta ordem com 25 canais de 1496,7 km, o que representa um controle estrutural elevado das nascentes do rio, conduzindo a formação dos cursos fluviais. A figura 2 apresenta a hierarquia fluvial para o local em estudo.

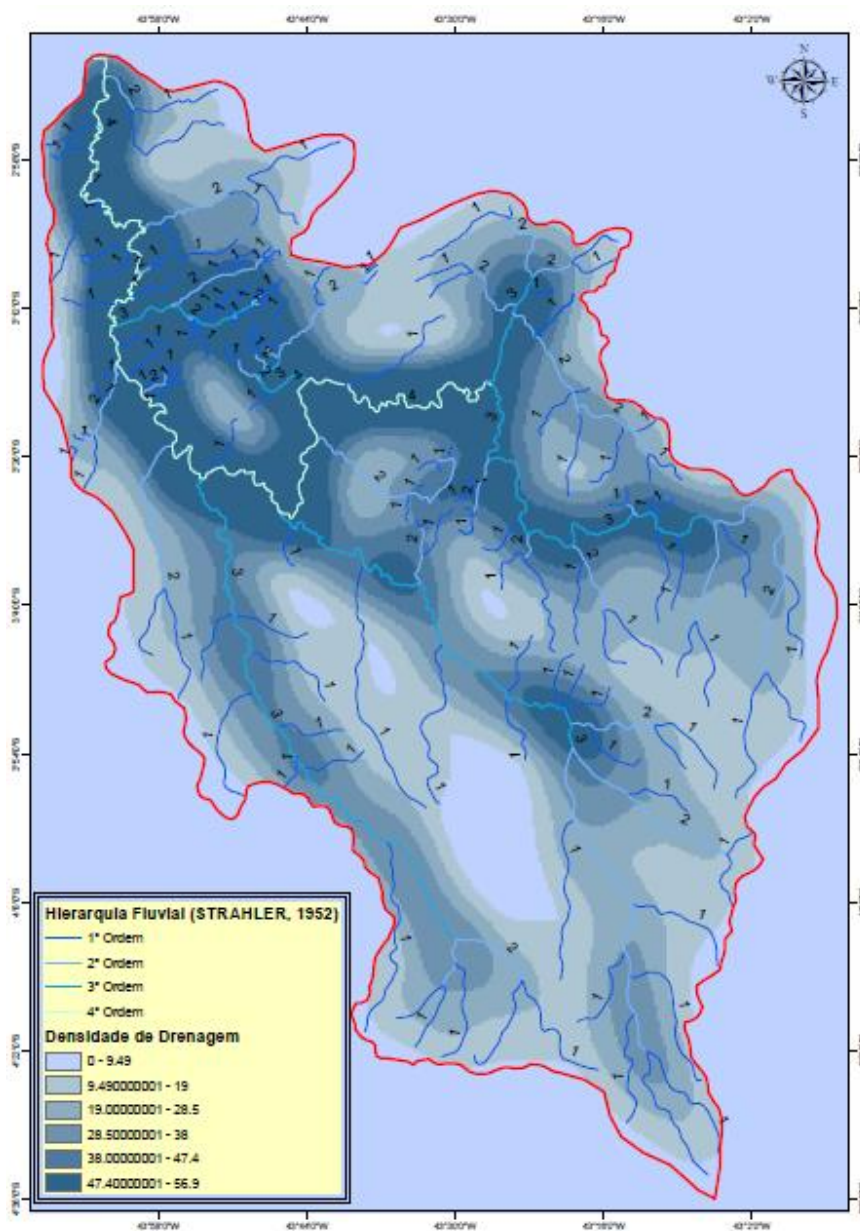


Figura 2. Hierarquia fluvial e densidade de drenagem da bacia hidrográfica do rio Munim – MA. Fonte: Dos autores (2020)

Outro aspecto avaliado foi à densidade de drenagem, que na bacia em estudo foi de 0,16 km/km², o que significa baixa densidade e pouca capacidade de formar canais, indicando uma bacia hidrográfica com rochas permeáveis, com maiores taxas de infiltração e aumento de contribuição de água para o aquífero local.

A relação de bifurcação indicou o grau de dissecação e o comportamento hidrológico dos solos da bacia em estudo, quanto maior os valores da relação, maior o grau de dissecação, já os valores abaixo de 2 indicaram relevo colinoso, esses valores foram encontrado a partir da equação 1. O Quadro 2 apresenta os valores encontrados para área em estudo.



$$Ib = \frac{Ns}{Ns+1} \quad (1)$$

Onde:

Ib - Índice de bifurcação;

Ns - Número de segmentos de determinada ordem;

Ns + 1 - Número de segmentos de ordem superior

Parâmetro Linear - Índice de Bifurcação		
Ordem	Nº de Canais	Índice de Bifurcação
1º	377	-----
2º	77	4.88 (Maior grau de dissecação)
3º	50	1.51 (Relevo Colinoso)
4º	25	1.92 (Relevo Colinoso)

Quadro 2. Resultado dos Índices de bifurcação da bacia hidrográfica em estudo

Além disso, em relação ao comportamento hidrológico dos solos, os valores de bifurcação indicaram que o canal de segunda ordem apresenta solos menos permeáveis e os canais de terceira e quarta ordem solos mais permeáveis.

A relação entre o comprimento médio de cada ordem foi calculada, a partir da soma do comprimento dos canais sobre o número dos canais, conforme Equação 2.

$$Rc = \frac{Cc}{Nc} \quad (2)$$

Onde:

Rc - Relação entre o comprimento médio de cada ordem;

Cc - Soma do comprimento dos canais de determinada ordem;

Nc - Número de canais de dada ordem

Essa relação indicou que os canais de 1º ordem apresentaram uma relação de 0,66 km sendo geralmente curtos, entretanto o riacho das flores apresentou 47,66 km, sendo o maior canal da bacia hidrográfica, enquanto os canais de 2º ordem apresentaram os menores comprimentos e menor relação com 0,45 km.



Na transição dos canais de 2º para a 3º ordem houve um aumento significativo em torno de 23 vezes do comprimento do canal, esse crescimento também foi observado na transição dos canais de 3º para 4º ordem com uma relação de comprimento de 59,87 km; o que representa um aumento de 5 vezes e um canal de 4º ordem com comprimento em torno de 46 km.

Para caracterização do relevo foi encontrada a altitude máxima da bacia de 132 m, sendo possível calcular o gradiente de canais que é dado pela Equação 3, que indica a declividade dos cursos d'água da bacia hidrográfica, sendo encontrado o valor médio de 39% de declividade entre os canais.

$$G_c = \frac{A_{máx}}{C_c} \quad (3)$$

Onde:

G_c – Gradiente de canais em m/km;

A_{máx} – Altitude máxima da bacia;

C_c – Comprimento do canal principal

O índice de sinuosidade encontrado para bacia hidrográfica foi de 0.67, o que corresponde a um canal retilíneo, de acordo com Schumm (1963), os valores próximos a 1 indicam que o canal tende a ser retilíneo, já valores superiores a 2 sinuosidade dos canais.

Já a densidade hidrográfica verifica a eficácia hídrica e a capacidade de gerar novos canais de drenagem em função das características pedológicas, geológicas e climáticas locais, para a bacia hidrográfica do Munim foi identificado uma densidade hidrográfica de 0,03 rios/km², o que caracteriza uma baixa densidade hidrográfica e pequena tendência à formação de canais, provocadas por características físicas e topográficas.

Em seguida, calculou-se o coeficiente de manutenção pela Equação 4, que objetiva indicar o potencial de manter cursos perenes, o resultado encontrado foi 6.25 km/km², o que indica uma área de 6.25 km² para formar 1 km de canal fluvial, o que significa baixa capacidade para manter rio perene.

$$C_m = \frac{1}{D_d} \quad (4)$$

Onde:

C_m – Coeficiente de manutenção;

D_d – Densidade de drenagem



O valor encontrado do coeficiente de manutenção prevalece em relevo mais plano e tende a diminuir quando o relevo torna-se fortemente ondulado, no período chuvoso quando há um aumento do escoamento superficial formam os canais da rede de drenagem, já nas áreas mais elevadas o escoamento superficial tende a seguir o curso natural, proporcionando maior chance de manter rio perene.

Outros parâmetros avaliados foram o Coeficiente de Capacidade (CC) e o Índice de Circularidade (IC), que obteve os seguintes resultados para área em estudo $CC = 1.47$ e $IC = 0.45$, o que corresponde uma bacia hidrográfica de forma alongada e pouco propensa a enchentes em condições normais de precipitação, favorecendo maior escoamento.

Esse escoamento apresenta um fluxo maior na sua velocidade quando apresenta declividades elevadas, aumentando o processo erosivo e diminuindo a infiltração de água no solo. Na bacia hidrográfica em estudo, a maior parte da área é plana (Figura 3), entretanto possui áreas com declividade de até 34%, o que indica que nas áreas rebaixadas possui menos escoamento superficial com menor dissecação do relevo e alta infiltração de água no solo.

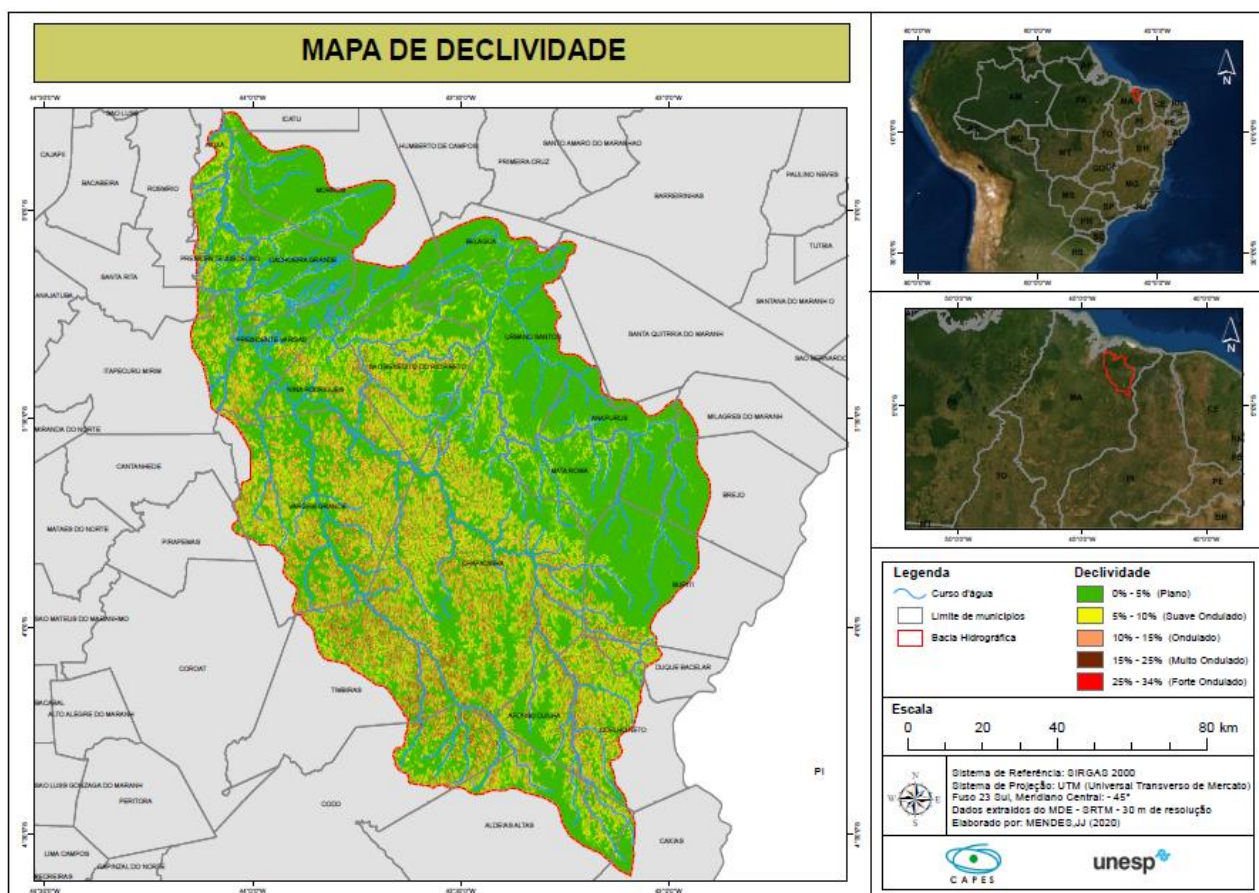


Figura 3. Mapa de declividade da bacia hidrográfica do rio Munim – MA. Fonte: Dos autores (2020)



Considerando os parâmetros analisados foi possível realizar o índice de rugosidade, que identifica o potencial de uso do solo para agricultura, pecuária, silvicultura, reflorestamento ou preservação permanente, considerando esses tipos de usos, a bacia em estudo apresentou um coeficiente de 20.8, o que indica que a área em estudo apresenta potencial para pastagem e reflorestamento, validando a base econômica de grande parte dos municípios, a pecuária.

Por meio dos parâmetros morfométricos linear, zonal e hipsométrico foi possível realizar a caracterização da bacia hidrográfica do Munim e identificar as características físicas, geométricas e potenciais de uso para região, conforme suas condições naturais.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

A análise morfométrica permitiu identificar que a bacia hidrográfica do rio Munim possui um relevo colinoso nos canais de ordem 3 e 4 e maior dissecação do relevo nos canais 1 e 2, com baixa sinuosidade, apresentando uma bacia alongada sendo de maior escoamento e pouco suscetível a enchentes em condições normais de precipitação, além de possuir baixa densidade hidrográfica e pouca tendência a formação de canais.

Outro fator constatado, a bacia hidrográfica precisa de áreas extensas para formação de canais, com baixa capacidade de manter rios perenes e aptidão natural para pastagem e reflorestamento, considerando o índice de rugosidade.

Por fim, a caracterização morfométrica é fundamental para análises hidrológicas, haja vista que as condições naturais subsidiam a capacidade de escoamento, infiltração, formação de canais e o potencial hídrico da região.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES e ao Programa de pós-graduação em ciências ambientais da Universidade Estadual Paulista – UNESP, Campus Sorocaba pelo apoio recebido.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ALVES, J. M. P.; CASTRO, P. T. A. Influência das feições geológicas na morfologia da bacia do rio do Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. *Revista Brasileira de Geociências*, São Paulo, v. 33, n. 2, p. 117- 124, 2003
- BARROS, A.C. de; TAGLIARINI, F. S. N; PENACHIO, S.M. Análise morfométrica da microbacia hidrográfica do córrego da água amarela, Itaberá-SP para gestão ambiental. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, São Paulo, v. 13, n. 1, p. 13-26, ago. 2017.
- 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*, Sergipe, v. 5, n. 2, p. 7-14, abr. 2009.
- CHAVES, A. A. A.; LACERDA, M. P. C.; KATO, E.; GOEDERT, W. J.; RAMOS, M. L. G. Uso das terras da parte norte da bacia do Rio Descoberto, Distrito Federal, Brasil. *Bragantia*, v. 69, n. 3, p. 711-718, 2010.
- CHEREM, L.F.S. Análise morfométrica da bacia do alto Rio das Velhas: comparação de metodologias e dados. 2008. 96 f. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) – Departamento de Cartografia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica das bacias hidrográficas do Planalto de Poços de Caldas. Tese (Livre Docência). Faculdade de Filosofia, Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, 1970.
- _____. *Geomorfologia*. São Paulo: Edgard Blücher, 1980, 186p.
- CRUZ, M. Geotecnologias e o Manejo de bacias Hidrográficas. 2010. Disponível em: <http://agrosoft.com/br/?p=40157>. Acesso em: 03 abr. 2020
- FRANÇA, G. V. Interpretação fotográfica de bacias e redes de drenagem aplicada a solos da região de Piracicaba. 1968. 151 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 1968.
- HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of American Bulletin*, New York, v. 56, n. 3, p. 275-370, 1945.
- SCHUMM, S. A. Evolution of drainage systems and slopes In badlands at Perth Amboy. *Geological Society of America Bulletin*, N. Jersey, v.67, p.597-646, 1956.
- _____. Sinuosity of alluvial rivers on the great plains. *Bulletin of Geological Society of America*. v. 74 , n. 9, 1963.
- STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) - analysis of erosion al topography. *Geological Society of America Bulletin*, v.63, n.10, p.1117-1142, 1952.
- _____. Dimensional analysis applied to fluvial eroded landforms. *Geological Society of America Bulletin*, v.69, p.279-300, 1958.
- TUCCI, C.E.M. *Hidrografia: ciência e aplicação*. 3. Ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2002. 843p.
- VEIGA, A.M. Caracterização hidromorfológica. *Caminhos de Geografia*, Uberlândia, v. 46, n. 14, p.126-138, jun. 2013.
- _____. Caracterização Hidromorfológica da Bacia do Rio Meia Ponte. In *Anais XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos-ABRH*. Maceió-AL. Novembro.2011.



CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TARUMÃ, RONDÔNIA, AMAZÔNIA OCIDENTAL

| ID 15719 |

1 Etienne Oliveira Silva, 2 Murilo Torres Silva, 3 Irizádina Maria da Silva Bandeira, 4 Herbert Silva Cardoso, 5 Ana Cristina Santos Strava Correa, 6 Nara Luísa Reis de Andrade.

1Universidade Federal de Rondônia, e-mail: etienne.icmbio@gmail.com; 2Universidade Federal de Rondônia, e-mail: murilotorresagronomiaunir@gmail.com; 3Universidade Federal de Rondônia, e-mail: irizadina.quim@gmail.com; 4Universidade Federal de Rondônia, e-mail: agrono.consult@gmail.com; 5Sistema de Proteção da Amazônia, e-mail: ana.strava@sipam.gov.br; 6Universidade Federal de Rondônia, e-mail: naraluisar@unir.br

| RESUMO |

O presente artigo apresenta a caracterização física e morfométrica da bacia hidrográfica do rio Tarumã, região central de Rondônia, mostrando o uso e ocupação do solo, sendo que estes são dados importantes para monitorar e mensurar as consequências para a qualidade da água. A caracterização morfométrica da bacia apresentou área de 2.537 km², índice de conformação 0,3, fator de forma 0,24 e ordem da bacia 5^o. Estas características mostram que a bacia hidrográfica tem formato alongado com pouca suscetibilidade a enchentes. A maior parte da bacia hidrográfica do rio Tarumã fica dentro da reserva biológica do Jarú. Sendo que esta, sofre pressões ambientais relacionadas à ocupação e exploração no entorno da reserva biológica, principalmente por parte do garimpo ilegal, caça, pesca e desmatamento. Sendo fundamental para a bacia hidrográfica ações de conscientização ambiental, monitoramento do rio Tarumã (RO), para preservar a qualidade da água, fauna e flora pertencente a esta importante bacia hidrográfica do estado de Rondônia.

Palavras-Chave: Reserva Biológica; Hidrologia; Qualidade da Água.

| INTRODUÇÃO |

A Lei Federal nº 9.433, de 08.01.97, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), estabelecendo seus fundamentos básicos. Entre esses fundamentos básicos, consta a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Essa Lei considera a bacia hidrográfica como unidade territorial de gestão dos recursos hídricos, porque, enquanto espaço geográfico integra a maior parte das relações de causa e efeito a serem consideradas na gestão deste recurso, entre elas aquelas que dizem respeito à contaminação devida às atividades antrópicas (BRASIL, 1997).



A água flui através das redes de drenagem da bacia, carregando os nutrientes da chuva e do solo pelos cursos d'água à jusante do rio. Eventuais atividades poluidoras, como aquelas com origem à montante do rio, causam efeitos mais adiante, afetando a qualidade e quantidade de água, independentemente do fato dos usuários à jusante tomarem todos os cuidados necessários para não degradar as águas.

Para preservar os interesses de todos que se encontram nos limites de uma bacia hidrográfica, as instâncias de planejamento e decisão precisam estar assentadas sobre uma unidade territorial que corresponda ao alcance dos efeitos ambientais consequentes das atividades antrópicas realizadas. Por este motivo as unidades político-administrativas como municípios foram reconhecidas como inadequadas para estes tipos de problemas, uma vez que a jurisdição administrativa não alcança às áreas causadoras dos problemas e/ou as áreas que sofriam as consequências dos mesmos, no que diz respeito aos recursos hídricos. Assim, também, é razoável supor que para planejar ações de mitigação e orientar o uso e ocupação da bacia, deve-se conhecer suas características físicas.

Deste modo, a pesquisa visa avaliar as características físicas e hidrológicas da sub-bacia do rio Tarumã confrontadas com os usos atuais, bem como, analisar possíveis impactos do uso antrópico.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Área de estudo

A Sub-Bacia do Tarumã está localizada no Estado de Rondônia, nos Municípios de Ji-Paraná e Vale do Anari, conforme Figura 1. Esta Bacia pertence em toda a sua totalidade aos limites da Reserva Biológica do Jaru – RB Jaru, que por sua vez, faz limite com os Municípios de Theobroma, Ouro Preto do Oeste e Vale do Paraíso no Estado de Rondônia e com os Municípios de Colniza e Rondolândia, no Estado de Mato Grosso, cujo contexto exerce influência sobre a mesma, principalmente sobre sua região leste e nordeste (ICMBIO, 2010).

O rio Tarumã é a sub bacia mais importante da RB Jaru cobrindo aproximadamente 75 % da sua área, sendo que tem praticamente 100% de todos seus afluentes, apenas três afluentes nascem na Terra Indígena Igarapé Lourdes (IBAMA, 2007).

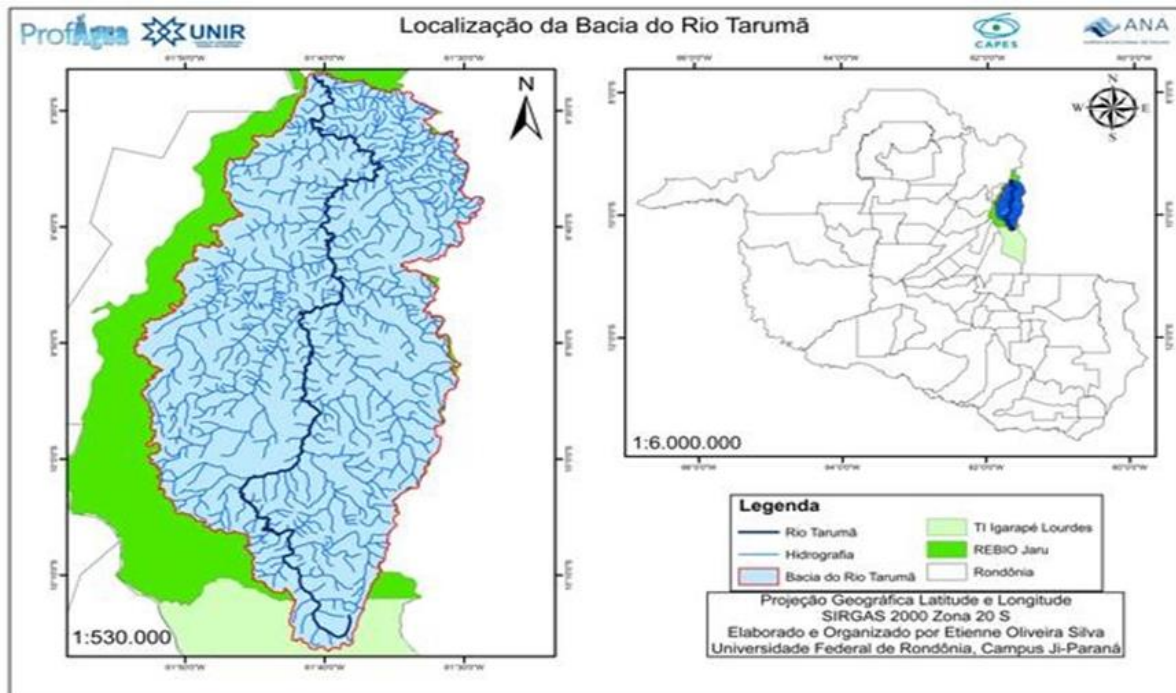


Figura 1: Localização da sub-bacia do rio Tarumã

Aquisição e processamento de dados

Para a realização deste trabalho foi realizado o levantamento de dados bibliográficos em sítios governamentais como o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade –ICMBio (caracterização, morfologia de solo), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (população, tipo de solo), Agência Nacional de Águas – ANA (HIDROWEB, estações meteorológicas), Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM (arquivos vetoriais shapefile), Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental – SEDAM (dados climáticos de temperatura, umidade, precipitação e velocidade do vento) e legislações pertinentes sobre o assunto obtidas na página oficial da Presidência da República.

Desta forma, estes sítios serviram de base à produção cartográfica.

Outras fontes utilizadas para a obtenção de dados foram os de elevação disponibilizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, através dos dados do TopoDATA. Os dados vetoriais e matriciais também foram processados dentro do Sistema de Informações Geográficas - “QGIS” da abordagem “GIS” (*Geographic Information System*) com base nos *shapes* (base de dados) dos sítios já supracitado. Com o uso destas ferramentas, foi possível obter valores da caracterização morfométrica da sub-bacia do Rio Tarumã, que por sua vez, está inserida na bacia hidrográfica do Rio Machado no trecho denominado de baixo machado.



Para a obtenção dos valores de vazões máximas, médias e mínimas, da determinação da curva de permanência e a vazão de referência Q90, utilizou-se dados da estação fluviométrica da rede de monitoramento da ANA, a qual correspondeu a estação de número 1558000. Para a elaboração da análise estatística dos dados foi empregado o software Microsoft Office Excel 2016, assim como este também foi empregado para a confecção dos gráficos apresentados.

Na área da bacia do Rio Tarumã não existe nenhuma estação de monitoramento disponível, mas existem estações na Bacia principal, bacia do rio Ji-Paraná, nas proximidades do rio Tarumã, onde são encontradas 07 estações Hidrometeorológicas conforme HIDROWEB (2019). As mesmas estão distribuídas entre os rios adjacentes e no rio Machado (bacia principal). Das setes estações encontradas, seis estão concentradas no município de Machadinho D' oeste e uma no Vale do Anari. Entre as sete Estações apenas uma tem série histórica com condições de avaliação, no caso a estação de código 15558000, encontrada no município de Machadinho.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A principal sub-bacia hidrográfica no interior da RB do Jaru é a do rio Tarumã, com 2.537 km² de área (99% dentro da área da reserva). Com formato alongado, no sentido sul-norte, ocupa a porção centro-leste da RB do Jaru. O canal principal nasce no sudeste da área, nas encostas da serra da Providência sobre rochas do Grupo Beneficente e deságua no rio Ji-Paraná ou Machado, em frente ao paredão de rochas sedimentares da formação Palmeiral, da Serra do Moquém e ao longo do seu curso recebe águas que nascem na serra da Providência. No ordenamento da rede fluvial, apresenta-se como um rio de 5ª ordem, com 569 nascentes, sendo que a maior parte dos afluentes nasce nas encostas da Serra da Providência, localizada na margem direita da sub-bacia.

Os parâmetros morfométricos da Sub-bacia do rio Tarumã estão apresentados na Tabela 1.

Os cursos d'água desempenham papéis importantes dentro dos ecossistemas e a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas é de grande importância para estudos ambientais, principalmente quando o ambiente em questão está sofrendo alterações (PINTO JÚNIOR e ROSSETE, 2005).

O fator de forma é a relação entre a largura média e o comprimento axial da bacia. Sendo assim o fator de forma também indica maior ou menor tendência para enchentes de uma bacia (MOSCA, 2003).



Tabela 1: Características morfométricas da Bacia do Rio Tarumã

Caracterização morfométrica da sub-bacia hidrográfica do Rio Tarumã	
Área	2.537 km ²
Perímetro	449 km
Comprimento axial da bacia	90,8 km
Largura média	22 km
Extensão do rio principal	171 km
Índice de conformação	0,3
Fator de forma	0,24
Densidade de drenagem	0,77 km/km ²
Ordem da bacia	5ª
Desnível rio principal	359 m
Declividade equivalente média do rio principal	0,002 m/m
Altitude máxima	472 m
Altitude média	246 m
Altitude mínima	113 m

Os valores assumidos pelo o fator de forma (k_f) tem às seguintes classificações: $k_f \geq 0,75$ bacia sujeita a enchentes; $0,50 < k_f < 0,50$ bacia com tendências medianas a enchente; $\leq 0,50$ bacia não sujeita a enchentes (SILVA e MELLO, 2008).

Segundo Carvalho et al. (2009) o Índice de Conformação é a relação entre a área da bacia hidrográfica e o quadrado de seu comprimento axial, medindo ao longo do curso d'água, em linha reta, partindo da desembocadura até a cabeceira mais distante do divisor de águas. Ainda segundo Villela e Mattos (1975) o valor do Índice de Conformação mais próximo a 1 maior será a potencialidade de produção de picos de cheias. Quanto menor este índice mais alongada será a bacia hidrográfica.

Sendo assim a bacia hidrográfica do Rio Tarumã que apresenta fator de forma igual a 0,24 é pouco suscetível a enchentes e o índice de conformação de 0,3 indica que seu formato é alongado. Estas características favorecem a uma melhor conservação ambiental e do solo.

A região da Reserva do Jaru e a bacia do rio Tarumã estão encaixadas entre os falhamentos de natureza transcorrente do rio Machado e a Serra da Providência (ICMBIO, 2010).

Com relação à altitude verificada, cabe salientar que o relevo do Estado de Rondônia apresenta altitudes moderadas, sendo que 96% da área do Estado estão acima de 100m de altitude, enquanto apenas 2% encontram se com altitudes que variam entre 600 e 1200 m. Esta característica se explica pela antiguidade da estrutura geológica e pela ausência de dobramentos terciários no Estado (TECNOSOLO, 1998).

Na bacia do Rio Tarumã, segundo IBGE (2006), são encontrados solos dos tipos: LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico, textura argilosa e ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO distrófico,



textura média muito cascalhenta com relevo suave ondulado. Este tipo de solo é característico da Bacia do Rio Tarumã, aparecem em áreas de relevo plano, suavemente ondulado a ondulado, condicionado a diversos graus de erosão, variando de não aparente a laminar, sob floresta aberta, e surge sobre as rochas do Complexo Jamari. De acordo com ICMBIO (2010) Morfologicamente os solos apresentam cor amarelada homogênea, em profundidade, e pode apresentar textura média ou argilosa ou muito argilosa, este tipo de solo é bem drenado, divergindo de acordo com a textura e a presença de cascalho ou do lençol freático.

Com relação ao estoque de águas subterrâneas, com a utilização de arquivo vetorial shapefile, dos dados hidrogeológicos de Rondônia, obtidos através do site da CPRM, e após processamento dos dados na ferramenta de SIG Qgis, foram extraídos os seguintes aquíferos com maior abrangência para a região da Sub-bacia do Rio Tarumã (Figura 2).

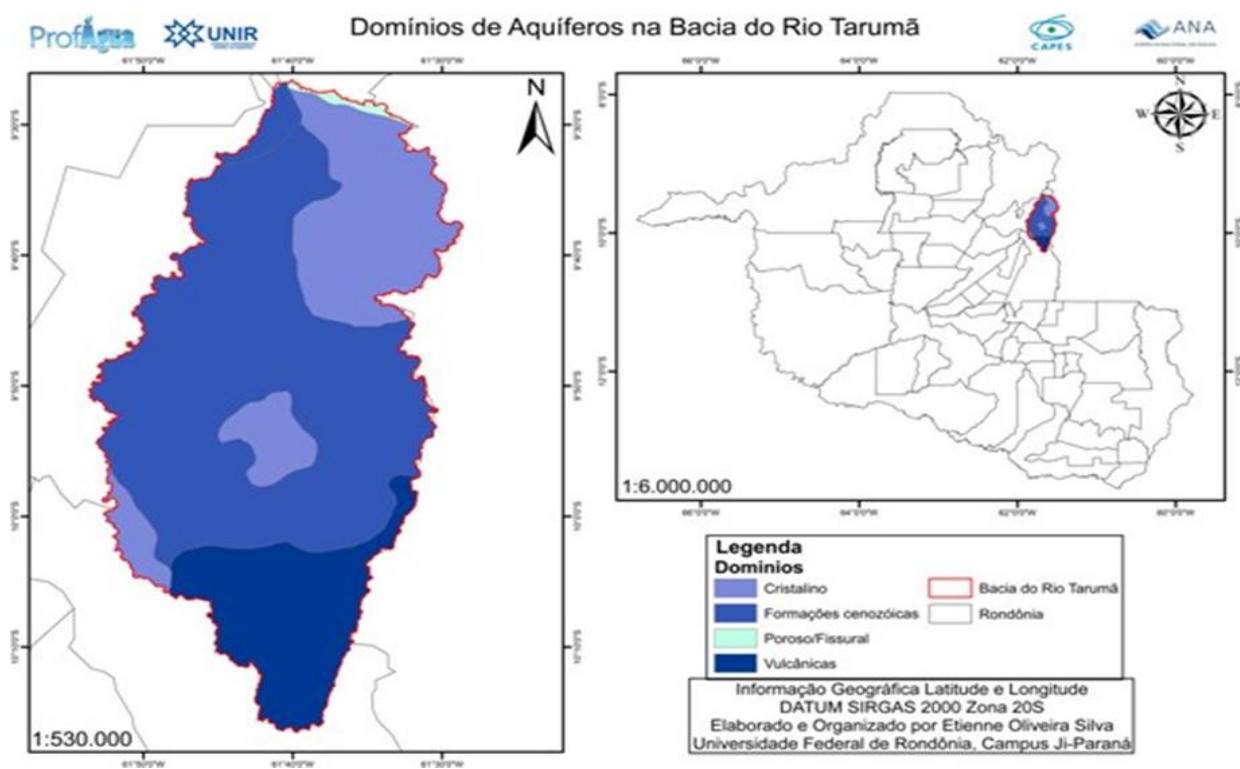


Figura 2: Aquíferos no limite geográfico da bacia do rio Tarumã

Na região que compõe a sub- bacia do rio Tarumã, que por sua vez pertence à bacia do rio machado, encontramos cinco diferentes tipos de aquíferos, porém o de predominância é o aquífero de formações cenozoicas/Içá, seguido do aquífero Cristalino e depois o Vulcânico.

Segundo Adamy (2010) estes aquíferos apresentam as seguintes diferentes características:
Formação Cenozoica/Içá: Esse aquífero é constituído predominantemente por arenitos pouco



consolidados de granulometria variável, por vezes silte/argilosos, que podem apresentar, principalmente na parte mais basal, níveis enriquecidos em matéria orgânica e/ou ferro. **Cristalino:** Esses aquíferos são aquíferos fissurados que estão associados ao espesso manto de intemperismo incidente sobre as rochas formadoras. Esse aquífero embora não tão importante como outros, é uma importante fonte de água para a população local. **Vulcânica:** Esse domínio reúne rochas vulcânicas e metavulcânicas de baixo grau, de natureza ácida a básica, com comportamento tipicamente fissural.

Estimativa de Volumes de Precipitação e Vazão

Na Tabela 2, podem ser observados os valores de precipitação para os dois municípios que compõem a sub-bacia do rio Tarumã. Os resultados encontrados para precipitação média mensal variaram de 19 a 392 mm para toda a região estudada, sendo a mínima identificada no mês de julho no município de Ji-Paraná e a máxima precipitação também neste mesmo município.

Tabela 2: Precipitação média mensal nos municípios da sub-bacia do rio Tarumã

Município	Köppen	Altitude	Precipitação média mensal em mm											
			Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Ji-Paraná	Am	194	392	311	357	210	93	43	19	36	156	243	287	275
Vale do Anari	Am	159	383	325	360	229	116	50	25	49	164	256	295	306

O município de Ji-Paraná apresentou a menor média termal e também menor precipitação ambos no mês de julho. Em toda a região o mês de maior estresse hídrico é o mês de julho com menor valores de precipitação, nesta mesma tendência estão os dados de temperatura, que no mês de julho também registraram os menores valores médios e mínimos.

Segundo o Boletim Climatológico de Rondônia (SEDAM, 2003), entre 1998-2003 o Município de Ji-Paraná, na região da RB do Jaru, apresentou os seguintes dados: temperatura média de 25,5° C; os meses mais quentes são setembro e outubro com máxima absoluta de 36,8° C; junho e julho foram os meses mais frios com mínima absoluta de 14,5 °C; a umidade média relativa foi de 86,6 % com queda brusca entre julho e setembro; a precipitação média anual foi de 2.424,7 mm em apenas 133 dias de chuva; a velocidade média do vento foi de 2,0 m/s; a velocidade máxima foi de 10,8 m/s e a mínima de 1,3 m/s, com predominância de NE.

É necessária a utilização de uma série histórica de informações de vazão para descrever o regime hidrológico de uma rede hidrográfica. Não foi possível descrever as vazões médias, mínimas



e máximas da bacia do rio Tarumã por não haver nenhuma estação na bacia. Porém foi realizada uma análise para a bacia hidrográfica principal (Rio Machado), utilizando-se os dados da estação fluviométrica 1558000 situada no município de Machadinho do Oeste-RO. Os dados da estação 1558000 foram obtidos através do HIDROWEB para o período de três anos, e o regime de vazão identificado pode ser observado na Figura 3.

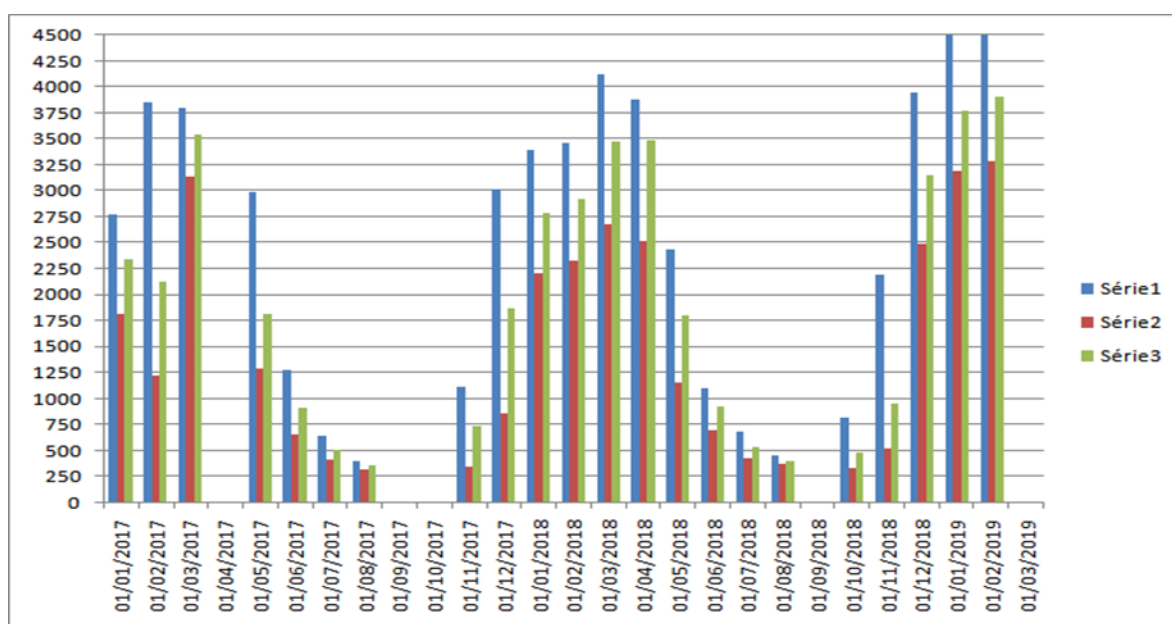


Figura 3: Vazões máximas (série 1), mínimas (série 2) e médias (série 3) do rio Machado

A vazão mínima para ciclo foi de $324 \text{ m}^3/\text{s}$, o valor de vazão médio foi de $1944,9 \text{ m}^3/\text{s}$ vazão máxima para o ciclo nesta estação fluviométrica é de $5690 \text{ m}^3/\text{s}$. O Rio Machado segue o padrão amazônico, onde os picos de cheia ocorrem juntamente com o período chuvoso da região. Vale ressaltar que os dados obtidos não foram exatamente dentro da bacia do rio Tarumã e sim após seu exutório, porém em se tratando de uma região com características semelhantes e próximas, estima-se que o rio estudado segue o mesmo ciclo hidrológico, embora, em valores absolutos, apresente vazões menores.

Uso e Ocupação da Bacia Hidrográfica

No perímetro da sub-bacia do rio Tarumã, nos limites da Bacia do Baixo Machado encontram-se dois municípios: Ji-Paraná e Vale do Anari. A população presente nos municípios onde pertence a Sub-bacia do Tarumã, segundo o IBGE Cidades (2019), é estimado em 140.173 pessoas, divididos nos municípios de Ji-Paraná, com 128.969 e Vale do Anari com 11.204 habitantes. Nota-se que Ji-Paraná possui cerca de 92,0 % da população total, portanto é o maior município em número de habitantes



dentro da Sub-bacia. Vale ressaltar, que no interior da Sub-Bacia do Rio Tarumã não existe cidade ou ocupação, pois se trata de uma Unidade de Conservação de Proteção integral.

Segundo Leite (2004) as mudanças no uso da terra que ocorreram no Estado de Rondônia nas últimas décadas transformaram a paisagem da região. Especialmente ao longo da BR 364, o que antes era constituído quase que exclusivamente por florestas, hoje apresenta extensas áreas cobertas por pastagens, com impactos ainda desconhecidos no ambiente aquático.

Utilizando os dados de arquivos vetoriais chegou-se aos seguintes valores de uso e ocupação da bacia do rio Machado, elencados na Tabela 3.

Tabela 3: Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do Rio Machado

Uso e ocupação	Área (km ²)	Representatividade (%)
Agropecuária	7049,80	16,45
Água	274,24	0,64
Ecótono	1470,79	3,43
Floresta Ombrófila Aberta	24546,94	57,26
Floresta Ombrófila Densa	3852,66	8,99
Formações Pioneiras	63,99	0,15
Influência Urbana	59,85	0,14
Pecuária	2982,16	6,96
Savana	301,69	0,70
Vegetação Secundária	2264,93	5,28

O domínio de ocupação se dá pela Floresta Ombrófila Aberta que ocupa cerca de 57,26 % de todo o território da bacia e a Floresta Ombrófila Densa ocupa cerca de 8,99 % da área da bacia. Tal fato demonstra que a região possui uma considerável parte da área em bom estado de conservação. Esse dado relevante pode ser justificado devido à existência de diversas áreas de Unidades de Conservação e Terra Indígena na região como por exemplos a Reserva Biológica do Jaru, Terra Indígena Igarapé Lourdes, Parque Nacional dos Campos Amazônicos, Floresta Nacional do Jamari e do Jacundá.

Levando em consideração a Sub-Bacia do Rio Tarumã, é possível afirmar que a mesma está inserida nos domínios de Floresta Ombrófila densa e Aberta. No entanto parte do território da sub-Bacia já foi antropizada com atividades agropecuárias e extrativistas até o ano de 2006, quando então foi incorporada ao limite da RB Jaru uma área com 60.000 hectares denominada anteriormente de Título Definitivo - TD Bela Vista. Dessa maneira, ainda existe um passivo de aproximadamente 6.400



hectares de gramíneas exóticas sob a forma de pastagens, correspondendo a 1,8% do território da Sub-bacia.

De um modo geral, a bacia do rio Tarumã encontra-se preservada. Porém, suas nascentes estão na divisa leste da Reserva Biológica do Jaru, com as áreas de serrarias e alguns igarapés que apontam vestígios de garimpo clandestino de pedras. Há indícios ainda de garimpo entre o divisor de águas do Igarapé Moquém e Igarapé Grande, que deságua no rio Tarumã (ICMBIO, 2010).

Como consequências, o garimpo aumenta a turbidez da água, altera o pH, causa assoreamento de rios e lagos, causa poluição por produtos químicos, como descarga de derivados do petróleo, o uso exacerbado de detergentes utilizados para dispersar os minérios e o mais grave de todos que é o uso inadequado do mercúrio ou cianeto, causando impactos muitas vezes irreversíveis na qualidade da água. Outro fator é a desorganização da pesca, destruição da paisagem e especialmente das matas ciliares (ROULET *et al.*, 2001).

Quanto ao entorno da Bacia Hidrográfica do Tarumã, a atividade de garimpos ilegais ainda extrai segundo a SEDAM (2002) os seguintes minerais e elementos: columbita, tantalita, ouro, prata, cobre, cobalto, chumbo, zinco, platina, paládio, terras raras, cromo, fósforo, esmeralda, diamante, calcário e topázio, além do granito.

Existem outras atividades no entorno da Reserva Biológica do Jaru que representam ameaças, tais como: desmatamento, extração seletiva de madeira, poluição aquática, caça, pesca, introdução de espécies exóticas, assoreamento, possibilidade de construção de hidrelétrica, implantação de novo município no entorno nordeste no Mato Grosso, estradas que facilitam o contrabando de espécies, queimadas e invasões (ICMBIO, 2010).

O rápido crescimento de Rondônia, nas últimas décadas, teve grande impacto sobre o meio ambiente, colocando-o como um dos estados da Amazônia Ocidental com maior expansão de áreas desmatadas (SEDAM, 2002).

Por sua vez, a atividade agropecuária ocupa cerca de 40% da superfície terrestre e a alteração da paisagem aliada à expansão da agricultura é um dos principais fatores responsáveis pela modificação do ciclo hidrológico, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos (GORDON *et al.*, 2011). Segundo Merten e Minella (2002), a agropecuária tem um grande potencial de contaminação dos corpos de água devido aos usos de defensivos agrícolas, desmatamento, produção de elevadas cargas de nutrientes, a agropecuária interfere diretamente na qualidade da água (KATSUÓKA, 2001). A forma como estado de Rondônia foi explorado desde o início de sua colonização, foi através de uma cultura de destruição da vegetação natural e implantação pastagens para a pecuária e lavoura em geral, isso trouxe grandes impactos ao meio ambiente e principalmente aos recursos hídricos. Uma



vez que traz consigo problemas relacionados à erosão e compactação do solo, assoreamento dos corpos d'água entre outros (FEARNSIDE, 2005).

Todas as cidades a montante da Reserva Biológica do Jaru não possuem tratamento de esgoto que é, em grande parte, lançado *in natura* diretamente no rio Machado. Isto causa o carreamento de grandes quantidades de detritos e resíduos sólidos, afetando assim toda a comunidade aquática (ICMBIO, 2010). Análises da concentração de coliformes fecais dentro do perímetro urbano de Ji-Paraná indicam níveis perigosos para a saúde humana, porém as mesmas análises no rio Machado no trecho que margeia a RB do Jaru apresentam a quase ausência de coliformes (ELETRONORTE, 2005).

Grandes empresas também já estão se instalando nas bacias próximas à bacia do rio Tarumã, e a falta de fiscalização e monitoramento dos sistemas de tratamento de efluentes destas empresas, resultando em diversos problemas ambientais, além de prejudicar a vida aquática (MARTINS; FIOROTTI e SIMAN, 2010)

Desta feita, faz-se importante o monitoramento das atividades ao longo do rio para evitar um agravamento na situação para a conservação do sistema aquático, bem como para que se tenha um conhecimento mais profundo da dinâmica e real condição da biota (ICMBIO, 2010).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Analisando as características físicas da bacia, observou-se que a mesma apresenta diversidade geomorfológica, geológica e de solos, o que interferem nas características dos aquíferos encontrados, qualidade da água, quantidade, formas de aquíferos, de acordo com formação geológica e diversos fatores físicos. O clima é uniforme em toda bacia.

A bacia hidrográfica do rio tarumã é de suma importância para região, pois o rio de respectivo nome deságua no rio Ji-Paraná ou Machado, nasce na serra do moquém e ao longo do seu curso recebe águas que nascem na serra da providência, apresenta-se no ordenamento da rede fluvial como um rio de 5ª ordem. Nos estudos constatamos que a bacia hidrográfica do tarumã tem fator de forma de 0,24, índice de conformação de 0,30 e formato alongado. Significando que a mesma não tem picos de enchentes e possui desde que preservada a cobertura vegetal maior tendência a preservação. Sendo assim se faz de suma importância a preservação da reserva onde a mesma está inserida (RB Jarú).

Uma das dificuldades encontradas ao analisar a bacia do rio tarumã, foram a falta de informações, por exemplo de uma estação dentro da bacia, a qual pudesse disponibilizar dados de



vazão. Foi preciso recorrer a uma estação no entorno para ter uma noção dos referidos dados, porém mesmo essa estação ainda tem falha de informações.

Constatamos que a área da bacia está bastante preservada, apesar de já ter sofrido grande pressão antrópica, o que precisa ser combatida com medidas preventivas. Observou-se que é extremamente importante o monitoramento ambiental das atividades poluentes acontecidas no entorno imediato na REBIO do Jarú, uma vez que estes geram interferências diretas e indiretas na qualidade ambiental da reserva. O levantamento de informações sobre os poluentes e os riscos ambientais, constitui a informação para mensuração do potencial risco de alteração do habitat natural da fauna e flora local na bacia do rio Tarumã. Além disso, o controle dos poluentes serve como ferramenta para a realização de ações inibidoras contra aqueles que os produzem.

Portanto é de suma importância que os usuários dessa bacia desenvolvam uma conscientização de que não se pode utilizar os recursos da bacia de qualquer maneira como se fossem inesgotáveis. Políticas públicas, educação ambiental e ações sustentáveis podem ser sugeridas como forma efetivas de solução para diminuir os problemas causados pelo uso dos recursos hídricos e recursos naturais da reserva onde encontra situada essa bacia hidrográfica.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - ProfÁgua, projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015 e a Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR) pelo apoio técnico e financeiro prestado até o momento.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ADAMY, A.; 2010. Geodiversidade do estado de Rondônia / Organização. Porto Velho, Rondônia. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), p. 30.
- BRASIL.; 1997. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, DF. Diário Oficial da União, Seção 1, p.470.
- CARVALHO, W. M. VIEIRA, E. O. ROCHA, J. M. J; PEREIRA. A. K. S; CARMO. T. V. B. Caracterização fisiográfica da bacia hidrográfica do córrego do Malheiro, no município de Sabará – MG. Revista Irriga, v.14, n.3, p.398-412, 2009.
- CPRM.; 2003. Programa Geologia do Brasil, Carta Porto Velho. Porto Velho, Rondônia. Diretoria de Serviços Geográficos.
- ELETRONORTE.; 2005. Relatório de Qualidade de Água. Ji-Paraná, Rondônia. Relatórios Eletronorte – UHE.



- ELETRONORTE, 2005. Relatório de Qualidade de Água. Relatórios Eletronorte UHE Ji- Paraná. Rondônia.
- FEARNSIDE, P.M.; 2005. Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e conseqüências. *Megadiversidade* 1 (4), p. 113-123.
- FARELLA, N.; LUCOTTE, M.; LOUCHOUARN, P.; ROULET, E. M.; 2001. Desmatamento modificando o transporte orgânico terrestre no Rio Tapajós, Amazônia Brasileira. *Org. Geochem.* 32: 1443-1458.
- GORDON, L. J.; FINLAYSON, C. M.; FALKENMARK, M.; 2011 Managing water in agriculture for food production and other ecosystem services. *Agricultural Water Management*, 97: 512-519.
- HIDROWEB, 2019. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/mapa_hidroweb.jsf. Acessado em: 09 de maio de 2020.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.; 2007. Avaliação Ecológica Rápida para Revisão do Plano de Manejo da Reserva Biológica do Jarú. Brasília, DF. Relatório intertemático final consolidado.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.; 09 de maio de 2020. População estimada de 2019. Dados referentes ao Estado de Rondônia, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>.
- IBGE, 2019. População estimada de 2019. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Dados referentes ao Estado de Rondônia, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 09 de maio de 2020.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estado de Rondônia. Podologia. Mapas exploratório de solo [mapa]. Rio de Janeiro; [s.d.]. 2006.
- ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.; 09 de maio de 2020. Unidades de Conservação. Reserva Biológica do Jarú, Apresenta informações sobre as Unidades de Conservação Federais. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br>.
- ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.; 2010. Revisão do Plano de Manejo da Reserva Biológica do Jarú. Brasília, DF.
- KATSUÓKA, L.; 2001. Avaliação do impacto da atividade agropecuária na qualidade da água em áreas de captação superficial nas bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, São Paulo, SP. Curso de Ciências na Área de Tecnologia Nuclear aplicações, Universidade de São Paulo.
- LEITE, N.K.; 2004. A Biogeoquímica do Rio Ji-Paraná, Rondônia. (Dissertação de Mestrado). Piracicaba, SP. Universidade de São Paulo.
- MARTINS, C. T.; FIOROTTI, J. L.; SIMAN, R.; 2010. Efeitos do despejo de efluentes domésticos no rio Guaxindiba em Aracruz – ES. XIV Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e X Encontro Latino Americano de Pós- Graduação - Universidade do Vale do Paraíba, p. 21-22.
- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P.; 2002. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura. Porto Alegre, RS. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, v. 3, n. 4.
- MOSCA, A. A. O; 2003. Caracterização Hidrológica de Duas Microbacias Visando a Identificação de Indicadores Hidrológicos para o Monitoramento Ambiental do Manejo de Florestas Plantadas. Dissertação (Mestrado em Recursos florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba/SP.
- PINTO JÚNIOR, O. B.; ROSSETE, A. N; 2005. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Ribeirão da Cachoeira, MT-Brasil. *Revista Geoambiente On-line*, 4: 38- 53.

**Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
& 10ª Reunião de Estudos Ambientais
Volume 2**
Bacias Hidrográficas e Gestão de Recursos Naturais



SEDAM - Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental.; 09 de maio de 2020. Disponível em:
<www.sedam.ro.gov.br>.

SEDAM - Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental.; 2002. Atlas Geoambiental de Rondônia. Porto Velho, Rondônia. Secretaria de Estado do Meio Ambiente.

SEDAM - Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental.; 2003. Boletim Climatológico de Rondônia. Porto Velho, Rondônia. Secretaria de Estado do Meio Ambiente.

SILVA, A. M.; MELLO, C. R; 2008. Apostila de Hidrologia. Universidade Federal de Lavras.

TECNOSOLO/DHV.; 1998. Diagnostico Sócio Econômico e Ecológico do estado de Rondônia para o Zoneamento Sócio-Econômico-Ecológico de Rondônia. Porto Velho, Rondônia. Volumes 1 a 6.

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



ANÁLISE DA FRAGILIDADE AMBIENTAL NA SUB-REGIÃO HIDROGRÁFICA DO ITACAIÚNAS

| ID 15723 |

¹José do Carmo Dias Neto, ²Bruna de Fátima Corrêa Lima, ³Junélia Alves de Souza, ⁴Karina Correa do Carmo Gouveia, ⁵Ana Karen Costa Silva

¹ Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Programa de Pós-Graduação em Geografia do Pontal (PPGEP), e-mail: joseneto633@gmail.com, ² Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), Faculdade de Geografia (FGEO), e-mail: brunacorrealima.9@gmail.com, ³ Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Programa de Pós-Graduação em Geografia do Pontal (PPGEP), e-mail: junelia.alves@gmail.com, ⁴ Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Programa de Pós-Graduação em Geografia do Pontal (PPGEP), e-mail: Kccarmo@hotmail.com, ⁵ Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Programa de Pós-Graduação em Geografia do Pontal (PPGEP), e-mail: ana.karencs@hotmail.com

| RESUMO |

Os estudos em bacias hidrográficas tornam-se cada vez mais relevantes a sociedade, a necessidade da preservação e utilização dos recursos hídricos, assim como, das áreas presentes dentro das bacias hidrográficas, resulta em diversos impactos ambientais. O seguinte trabalho apresenta a metodologia e a criação para um modelo de fragilidade ambiental, manipulando métodos desenvolvidos por Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001). Desta maneira, tem-se a aplicação deste estudo na sub-região hidrográfica do Itacaiúnas, sendo encontrada no sudeste do estado do Pará, abrangendo 10 municípios. A utilização do sistema de informação geográfica (SIG) neste trabalho, possibilitou a análise de diferentes variáveis de dados geoespaciais, nos quais, permitem uma análise ambiental integrada. Desta forma, utilizando-se do Qgis versão 3.12, consta-se a oportunidade de diagnosticar as variáveis ambientais, nas quais, influenciam diretamente os processos erosivos encontrados na área de estudo, criando-se uma variação de classes e pesos de fragilidade, sendo elas: “Muito Fraco” (1) (um), “Fraco” (2) (dois), “Médio” (3) (três), “Forte” (4) (quatro), “Muito Forte” (5) (cinco). Com isso, para um balanço multicritério dos aspectos ambientais, necessitou-se de uma base de informações ambientais, formada por dados pluviométricos, modelo digital de elevação (MDE), pedologia, geomorfologia e imagens de resolução espacial entre 15m e 30m, obtidas do satélite Landsat – 8. Após a criação de uma base de aspectos ambientais, tem-se a reclassificação das variáveis de acordo com os graus de fragilidade e vulnerabilidade, por meio da álgebra de mapas, considerando o peso atribuído para cada variável, proporcionando a geração de um modelo de fragilidade potencial, em que, somado ao uso e ocupação da terra, obtida através das imagens de satélite, permite o desenvolvimento do mapa de fragilidade emergente. Sendo assim, o mapeamento



de fragilidade ambiental (potencial e emergente), permite a análise da espacialização da fragilidade na bacia, com isso, tem-se como resultado a variação de 68% a 75% do total classificado como média e alta fragilidade. Os processos erosivos representados pelo mapeamento, relacionaram-se inquestionavelmente com as áreas atribuídas as classes de fragilidade, levando em consideração diversas variáveis ambientais, destacando regiões mais propensas à intensificação da erosão, realizando uma importante contribuição para o planejamento, zoneamento e gestão ambiental. Por fim, os resultados obtidos foram satisfatórios, visto que a base de dados utilizada é de domínio pública, podendo ser atualizada com o passar dos períodos ou com informações mais detalhadas, auxiliando os municípios e planos de recursos hídricos (PRH).

| INTRODUÇÃO |

Todos os aspectos da vida e do meio ambiente estão ligados por meio da água, desde o menor até o maior ser vivo, de uma cordilheira de montanhas até um morro solitário. A água possui um valor único, impossível de ser definido, os seres humanos, assim como qualquer outro ser, detêm na água a sua sobrevivência e a possibilidade de se desenvolver, atribuindo-lhe valor social, natural e econômico. Apesar da significância da água, os efeitos das ações antrópicas em bacias hidrográficas estão cada vez mais significativos, datados desde os primórdios da civilização, agravando-se após o período industrial, devido a criação de novas técnicas e mecanismos, Almeida (2010), ressalta que os ambientes fluviais estão entre os espaços mais degradados e desvalorizados pela sociedade. Segundo Ross (2009), após a apropriação humana do espaço e dos recursos naturais, realizam-se uma rápida transformação da paisagem natural, com intensidade de alteração superior a ação natural.

A incidência da preocupação voltada aos recursos hídricos e principalmente relacionada ao meio ambiente em geral, resultado dos efeitos negativos de alterações nas dinâmicas ambientais, criou-se a necessidade de preservação, a fim de garantir o futuro. Desta forma, no Brasil, tem-se através da criação da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, o início de uma responsabilidade do governo federal sobre a preservação e melhoria da qualidade ambiental, visando um melhor planejamento e gestão ambiental. Tendo em vista ressaltar a importância da preservação de bacias hidrográficas, o governo federal criou a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1987, também conhecida como “Lei das águas”, responsável pela definição de medidas de proteção e gestão em bacias hidrográficas. O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), também reafirma a



preocupação no uso e enquadramento dos recursos hídricos, no qual, por meio da resolução nº 430/11, afirma a utilização hídrica como fonte de abastecimento antrópico e industrial, dessedentação de animais, atividades recreativas, preservação do equilíbrio ecológico, dentre outros.

Com isto, os autores Lazia (2013), Teixeira (2016) e Carvalho (2004), ressaltam sobre a água ser um dos diversos recursos disponibilizados através da natureza, sendo o mais essencial, no qual, possui risco de escassez e elevado índice de poluição, com a necessidade de medidas para mitigar os impactos socioambientais. Visando a preservação e recuperação ambiental, considera-se a obrigação da realização de estudos relacionados as fragilidades dos ambientes naturais em bacias hidrográficas, podendo-se utilizar a área natural como delimitador para o planejamento, pois, segundo Santos (2004), a bacia hidrográfica constitui um sistema natural bem delimitado no espaço, em que, qualquer alteração, de origem antrópica ou natural, interfere diretamente na sua dinâmica, qualidade e quantidade de água, servindo perfeitamente como objeto de estudo ambiental.

À vista disto, para alcançar um resultado satisfatório nos estudos de bacias hidrográficas, acredita-se na indispensabilidade de uma análise geral integrada dos aspectos físicos e sociais, nos quais, moldam e interferem diretamente na sua dinâmica, segundo Ross (1993), o estudo integrado entre os solos, relevo, clima, ocupação e cobertura vegetal, variáveis subsidiadoras da vida animal e humana, possibilitam uma análise da fragilidade, na qual, segundo Ratcliffe (1971), serve de medida para análise da sensibilidade dos ecossistemas, associando os aspectos ambientais e sociais, possibilitando um balanço nas alterações ocorridas no equilíbrio ambiental.

Tem-se a obrigação de ressaltar a respeito da variação das intervenções antrópicas no espaço, sendo capaz de resultar em diferentes impactos aos sistemas ambientais, atingindo diferentes magnitudes de acordo conforme as características onde se processam as modificações, posto isto, algumas porções do espaço podem apresentar níveis maiores de fragilidade ou de susceptibilidade, variando de acordo com às intervenções antrópicas, segundo Mendes e Cirilo (2001), os impactos ambientais em bacias hidrográficas, são a extensão da soma de problemas na sua área.

O mapeamento da fragilidade ambiental, possibilita atentar-se as áreas com maior necessidade planejamento, pois, dependendo do tipo de intervenção antrópica presente, o impacto pode ser maior ou menor, servindo de importante ferramenta para o planejamento e gestão territorial, o autor Anido (2002), diz ser necessário entender o funcionamento do espaço e os fatores atuantes, propiciando a realização da avaliação dos impactos ambientais. Segundo Valle *et al* (2016), tem-se a necessidade de considerar a fragilidade do ambiente, monitorando os processos dispostos no meio ambiente. Logo, Silva & Pruski (2000), afirmam, ser necessário a soma dos conhecimentos



ao diagnóstico do meio físico, considerando-se o uso do solo e análise ambiental como instrumentos de desenvolvimento social.

Portanto, para a definição da fragilidade ambiental, apresenta-se a metodologia criada por Ross (2012), na qual, baseia-se nas Unidades Ecodinâmicas de Tricart (1977). O método sintetiza variáveis ambientais em Unidades Ecodinâmicas Estáveis e Instáveis, sendo que o mapa de fragilidade potencial, representa fatores relacionados à paisagem, e o mapa de fragilidade emergente considera a cobertura da terra e intervenções nela feita. Com isso, a identificação das unidades naturais e das variações de fragilidade (potencial e emergente) de bacias hidrográficas, possibilitam um melhor planejamento ambiental, possuindo grande relevância no espaço científico.

Desta maneira, com os avanços tecnológicos das últimas décadas, somados a obrigatoriedade de planejar as ações humanas, com o propósito de minimizar os impactos no espaço, permitiu-se a integração das variáveis ambientais, por meio do uso de técnicas de geoprocessamento somadas aos Sistemas de Informações Geográficas (SIG), nos quais, segundo o autor Elias (2005), podem ser usados na identificação dos usos do solo, classes de cobertura vegetal, classificação pedológica, bases do relevo, entre outros. Propiciando através da inter-relação entre as variáveis ambientais e modelos computacionais, originando-se em mapeamentos temáticos, onde tem-se a área de estudo classificada mediante uma escala de fragilidade ambiental.

Com isso, o presente trabalho trata-se de um estudo com informações preliminares de uma dissertação do programa de Pós-Graduação em Geografia do Pontal (PPGEP), desta forma, tem-se como objetivo criar a fragilidade ambiental e posteriormente utilizá-la de base para o planejamento ambiental e territorial em bacias hidrográficas, analisando diversos aspectos ambientais, nos quais, representam certos graus de riscos de degradação ao ambiente, principalmente relacionados a processos erosivos. Teve-se a construção de um mapeamento preliminar, no qual, por meio destes possibilitou-se a criação dos mapas temáticos finais gerados no trabalho, em que apresentam o grau de fragilidade, conseqüentemente, contendo as áreas com potencialidades e de restrição de uso da terra.

Deste modo, o presente estudo localiza-se no estado do Pará, no qual, contém duas regiões hidrográficas, definidas pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), resolução nº 32, de 15 de Outubro de 2003, no qual, divide o território nacional em 12 (doze) regiões hidrográficas (Imagem 01). O estado compõe-se da região hidrográfica Amazônica (1) e a Região hidrográfica do Tocantins/Araguaia (2). A Política Estadual de Recursos Hídricos do Pará (PERPH-PA), define as regiões hidrográficas estaduais, nas quais, totalizam-se em 7 (sete) regiões (Imagem 01), portanto, a área de estudo é a subdivisão da região hidrográfica do Tocantins/Araguaia, denominada de sub-região hidrográfica do Itacaiúnas.

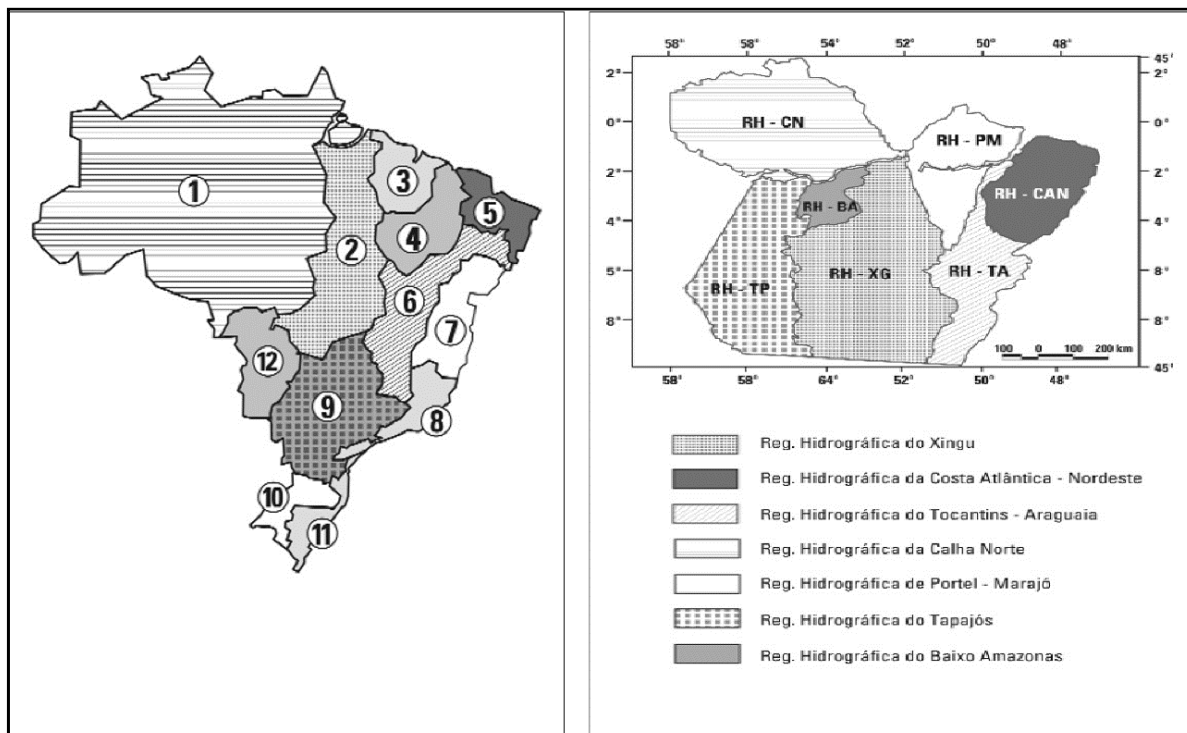


Figura 01: Regiões Hidrográficas Nacionais e Regiões Hidrográficas do Estado do Pará
Fonte: Política Estadual de Recursos Hídricos

A Sub-Região Hidrográfica do Itacaiúnas (Figura 02), possui área total de 41.305,32 km², com variação altimétrica entre 60m a 900m. O canal principal, compreende cerca de 560 km, nomeado de rio Itacaiúnas, cortando 4 dos 10 municípios que compõem a bacia no sudeste paraense, sendo eles: Marabá, Parauapebas, Canaã dos Carajás, Água Azul do Norte, Curionópolis, Xinguara, Eldorado dos Carajás, São Geraldo do Araguaia, Piçarra e Sapucaia.

Segundo a classificação de Köppen (1936), tem-se presença de duas variações climáticas, elas são “Am” e “Aw”, a primeira, trata-se de clima com estação seca moderada, possuindo precipitação média mensal inferior a 60 mm, a segunda, apresenta-se inverno seco e bem definido, sucedendo precipitações médias mensais inferiores a 60 mm. Segundo o INMET (1992), a área de estudo possui variação média da temperatura do ar superior a 26°.

Por fim, a bacia abrange Unidades de Conservação (UC), nas quais, são divididas em 4 categorias, sendo elas: Área Preservação Ambiental (APA), Floresta Nacional (Flona), Reserva Nacional de Patrimônio Particular (RPPN) e Reserva Biológica (Rebio). Apresenta-se também em sua área, delimitação de Terras Indígenas, através da Fundação Nacional do Índio, da mesma maneira, compreende inúmeros Projetos de Assentamento (PA), criados e reconhecidos pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra). Desta forma, é importante ressaltar o grande risco que as bacias hidrográficas encontram-se, principalmente as presentes na região Amazônica,



pois, possuem variedades de problemas ocasionados pela utilização dos recursos naturais, por exemplo, o extrativismo, mineração, agropecuária, desmatamento ilegal e a realização em grande escala de queimadas, dentre outros.

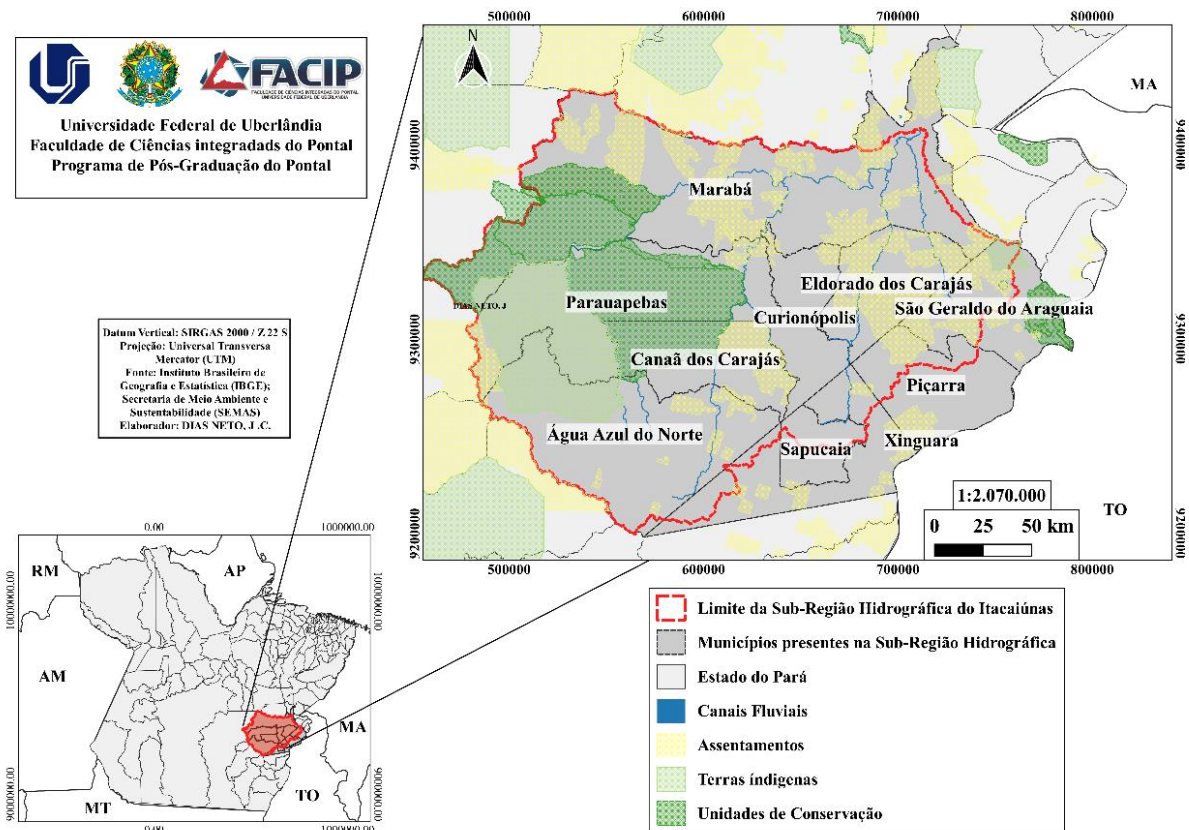


Figura 02: Localização da Sub-Região Hidrográfica do Itacaiúnas

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Primeiramente, para possibilitar o desenvolvimento do mapeamento final, tem-se a necessidade de produção de variáveis ambientais, nas quais, devem ser reclassificadas de acordo com o critério de fragilidade ambiental, proposto por Ross (2012). As variáveis utilizadas para definição das classes de fragilidade são: precipitação, declividade do terreno (%), geomorfologia e o uso e ocupação da terra.

Cada variável foi trabalhada dentro dos limites da área de estudo, analisada, reclassificada e hierarquizada, possibilitando a realização de cálculos e sobreposição dos aspectos ambientais. Utilizou-se o *software* livre Qgis 3.12, para o processamento dos dados ambientais, possibilitando a criação de informações para a continuidade da pesquisa.



Pluviometria

Os dados referentes a pluviometria são de grande relevância, pois, a intensidade da precipitação, afeta diretamente a superfície, moldando e acelerando o intemperismo das rochas e da pedologia. Porém, apesar de importância dos dados e dos avanços tecnológicos de medições meteorológicas, ainda existe grande carência na formação de bases informacionais que forneçam extensa série histórica, sendo observado uma lacuna de observações meteorológicas, nas quais, se dão principalmente pela dificuldade de instalação de estações, seja por motivos econômicos ou geográficos.

Desta forma, para melhor análise da distribuição pluviométrica da área de estudo, teve-se a obtenção de dados da Agência Nacional de Água (ANA), na qual, dispõe de somente 7 (sete) estações pluviométricas distribuídas ao longo da bacia hidrográfica. Para basear-se na melhor análise pluviométrica da área estudo, selecionou-se um intervalo de 14 (quatorze) anos, iniciando-se em 2005 e estendendo-se até final de 2019. Com isso, criou-se um banco de dados da média pluviométrica anual e a média pluviométrica dos 14 (quatorze) anos. Sendo assim, a distribuição espacial das isoietas varia entre 1.200mm até superior 2.000mm.

Com o objetivo de inserir a pluviometria como variável para a produção da fragilidade ambiental, utilizou-se os níveis de interferência do equilíbrio ambiental, seguindo a metodologia proposta por Ross (2012) (Tabela 01). A sub-região hidrográfica do Itacaiúnas, caracteriza-se com distribuição pluviométrica anual desigual, possuindo um período seco entre 3(três) a 6 (seis) meses, contendo alta concentração de chuvas no verão com intervalo de novembro a abril, cerca 70% a 80% do total de chuvas. Deste modo, para a representação cartográfica, determinou-se um valor constante igual 4 (quatro), correspondendo a classe de alta fragilidade, para toda a bacia.

É importante ressaltar que a região estudada se encontra no bioma amazônico, no qual, possui sua própria definição de inverno, denominado como “inverno amazônico”, período de grande concentração em precipitação, amenizando a sensação térmica em relação as demais épocas do ano.



Tabela 01: Variação da Fragilidade Pluviométrica: níveis Hierárquicos de Ross (2012)

Classes	Características Pluviométricas
Muito baixa	Distribuição regular de chuvas no decorrer do ano, volumes anuais não exorbitantemente superiores a 1.000 mm/ano.
Baixa	Distribuição regular de chuvas no decorrer do ano, volumes anuais não superiores a 2.000 mm/ano.
Média	Distribuição pluviométrica anual desigual, períodos secos entre 2 a 3 meses no inverno e, no verão, maior intensidade de dezembro a março.
Alta	Distribuição pluviométrica anual desigual, período seco entre 3 a 6 meses, alta concentração de chuvas no verão com intervalo de novembro a abril, contendo 70% a 80% do total de chuvas;
Muito Alta	Distribuição pluviométrica regular ao longo do ano, grandes volumes anuais ultrapassando 2.500 mm/ano; ou comportamento pluviométrico irregular ao longo do ano, com episódios de precipitação de alta intensidade e volumes anuais moderados, em geral abaixo de 900 mm/ano (semiárido).

Declividade

Uma das variáveis mais influenciadoras da dinâmica ambiental, a declividade, nada mais é do que a inclinação do relevo, sendo de suma importância para a análise de fragilidade ambiental, pois, interfere diretamente no escoamento superficial, segundo Crepani et al. (2001), a declividade influencia a transformação de energia potencial em energia cinética.

Primordialmente, cria-se de um mosaico contendo 10 (dez) imagens, através da base matricial obtida da missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), por meio do banco de dados do *United States Geological Survey* (USGS), com o objetivo de obter informações relacionadas a morfometria e altimetria, tem-se inicialmente a criação de um Modelo Digital de Elevação (MDE), com resolução espacial de 30m.

Posteriormente, executa-se a importação do MDE para o *Terrain Analysis Using Digital Elevation Models* (TauDEM), um provedor disponível no *software* Qgis, no qual, contém diversificada lista de ferramentas e algoritmos que possibilitam análises hidrológicas com base no MDE. Desta forma, cria-se um modelo hidrológicamente correto com base no algoritmo “*pit remove*”. Após o resultado, realiza-se a importação do modelo hidrológico corrigido



para o provedor *Geospatial Data Abstraction Library* (GDAL), no qual, possui inúmeras ferramentas para leitura e modificação de dados geoespaciais.

No final, possibilitou-se a criação da base matricial da declividade, sendo reclassificada por via do *Geographic Resources Analysis Support System* (GRASS), possibilitou-se a reclassificação pela metodologia das classes de declividade da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) e da metodologia proposta por Ross (2012) (Tabela 02).

Tabela 02: Classificação da Declividade (Embrapa) e Fragilidade (Ross)

Declividade	Classes Embrapa	Fragilidade
(0-3%)	Suave	Muito baixa (1)
(3-8%)	Suave - Ondulado	Baixa (2)
(8-20%)	Ondulado	Média (3)
(20-45%)	Forte	Alta (4)
(> 75%)	Forte - Montanhoso	Muito Alta (5)

Pedologia

Para uma análise mais apurada dos aspectos físicos em relação a vulnerabilidade dos solos, utilizou-se os arquivos vetoriais pedológicos da Amazônia Legal, escala de 1:250.000, obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (Tabela 03), adquirido em formato *.lyr*, sendo específico do *software* ArcGis, transformou-se o arquivo em *Shapefile* (*.shp*) para o trabalho no Qgis. Para a realização da associação entre os dados pedológicos com os demais aspectos físicos, optou-se por classificá-los de acordo com Crepani et al. (2001), no qual, define valores de estabilidade para solos (Tabela 03).

Á vista disto, a pedologia encontrada na área de estudo, varia em 11 (onze) tipos de solos, classificados em 5 ordens. Primeiramente, tem-se os Plintossolos, nos quais, são típicos de zonas quentes e úmidas, possuindo períodos de seca bem definidos ou apresentam período com baixa precipitação, podem ser encontrados também na zona equatorial e no semiárido. Por fim, resultado das variações periódicas na restrição ou excesso de umidade, tornam-se solos mal drenados, porém apresentam incidência em terrenos de várzeas. A ordem de Latossolos, é definida como solos de maior ocorrência no Brasil, sendo mais frequentes nas regiões equatoriais e tropicais, dificilmente ocorrendo em zonas subtropicais. São formados por solos minerais profundos, em condições



naturais não se encontram com saturação por água ou excesso de umidade, classificados desta forma como distróficos, variando da cor vermelha a amarela.

Tabela 03: Pedologia da Área de estudo e valores de Vulnerabilidade a Erosão de Crepani et al (2001)

Sigla	Solos	Vul. / Estab.
FFc	Plintossolos Pétricos Concrecionários	Intermediário (3)
LAd	Latossolos Amarelos Distróficos	Intermediário (1)
LVAd	Latossolos Vermelho-Amarelo Distróficos	Intermediário (1)
LVd	Latossolos Vermelhos Distróficos	Vulnerável (1)
NVe	Nitossolos Vermelhos Eutróficos	Estável (2)
PVAd	Argissolos Vermelho-Amarelo Distróficos	Estável (2)
PVe	Argissolos Vermelhos Eutróficos	Estável (2)
RLd	Neossolos Litólicos Distróficos	Intermediário (3)
RLe	Neossolos Litólicos Eutróficos	Intermediário (3)
RQo	Neossolos Quartzarênicos Órticos	Intermediário (3)
NVd	Nitossolos Vermelhos Distróficos	Estável (2)

Desta forma, dando continuidade à análise pedológica, os Nitossolos apresentam-se como solos minerais homogêneos, com pouca saturação hídrica, são profundos, com a coloração entre vermelha e brunada, encontrando-se em diversas variações climáticas, sendo normalmente associado a relevos ondulados. Os Argissolos, são uma ordem com alto índice de variação de argila, apresentando textura arenosa, média ou argilosa, chegando podendo chegar a camadas profundas, com oscilação entre a cor vermelha, amarela e acinzentada, encontram-se comumente em relevos acidentados e dissecados. Por fim, a ordem dos Neossolos, caracterizam-se por serem solos rasos, constituído por material mineral ou orgânico com pouca profundidade, possuindo um predomínio de areias quartzosas, possuindo cores relacionadas ao bruno, variando entre escuro, amarelado e avermelhado, com alta e baixa saturação hídrica, localizados em inúmeros climas com relevos ondulados a montanhosos.

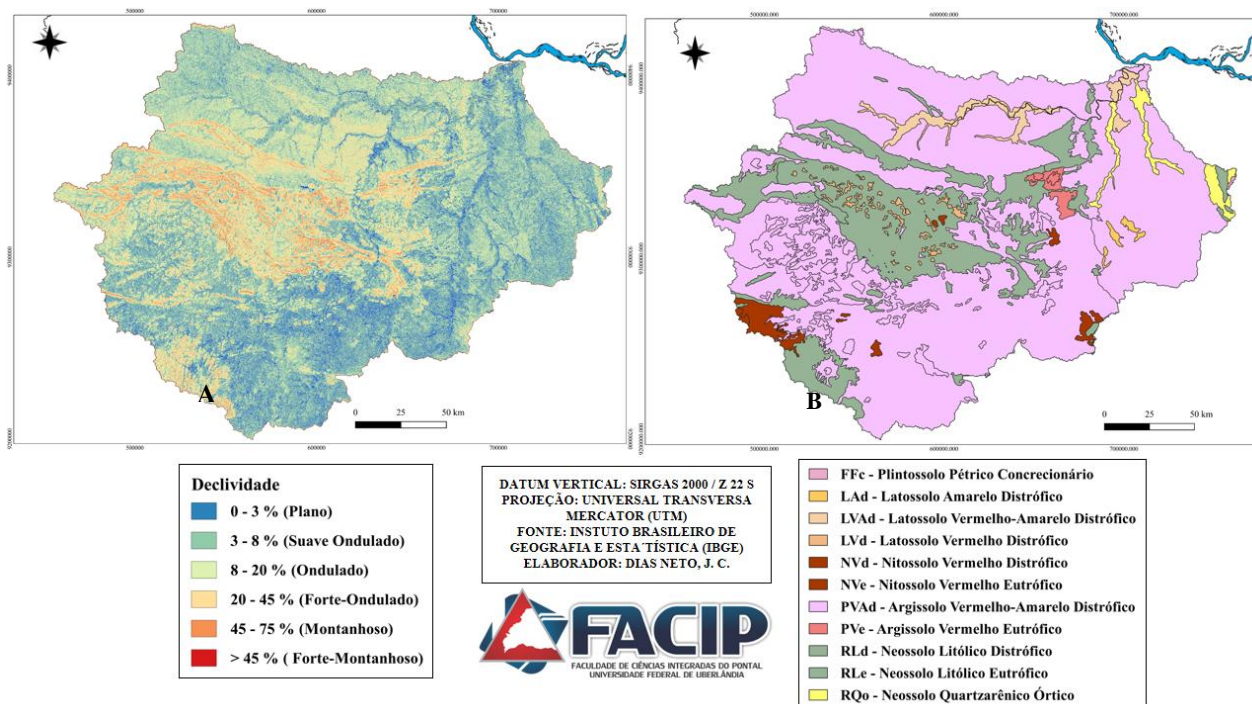


Figura 03: Classificação dos Aspectos Ambientais: (A) Declividade; (B) Pedologia

Geomorfologia

Optou-se em acrescentar a variável geomorfologia como uma forma de detalhar ainda mais a análise, considerando os estudos feitos e levantados pelo IBGE. Tem-se a utilização do *.shp* disponibilizado na biblioteca de Geociências do IBGE, especificamente na pasta relacionada a Amazônia Legal. Desta forma, considerou-se as formas de relevo já classificadas, hierarquizando-as com a com as classes de fragilidade ambiental de Ross (2012) (Tabela 04).

Tabela 04: Geomorfologia e hierarquização de Fragilidade Geomorfológica.

Sigla	Geomorfologia	Vulnerabilidade
Af	Acumulação Fluvial	Muito Alta (5)
Da	Dissecação de Topos Aguçados	Muito Alta (5)
Dc	Dissecação de Topos Convexos	Muito Alta (5)
De	Dissecação Estrutural	Muito Alta (5)
Pr	Pediaplano Retocado Desnudado	Média (3)



Sendo assim, a criação do mapa geomorfológico (Figura 04), varia em 5 (cinco) classes, primeiramente tem-se a análise da Acumulação Fluvial (Af), por conta da escala de representação, caracterizou-se de maneira genérica como acumulação de planície e terraço fluvial, nas quais, são áreas de periodicamente alagadas, contendo materiais aluviais.

Posteriormente, a área apresenta variação de dissecação, evidenciando a dissecação de topos aguçados (Da), em que é definido por declividades acentuadas. De igual, apresenta-se a dissecação de topos convexos (Dc), localizado nos vales bem definidos e na presença de declividades variadas. A última classe de dissecação encontrada na área, é denominada de dissecação estrutural (De), trata-se de áreas normalmente dispostas em rochas metamórficas, possivelmente encontradas em falhas geológicas ou acamamento estratigráfico. Por fim, consta-se a formação de pediplano, na qual, refere-se a superfície de aplanamento, criada após um grande período de erosão.

Uso e Cobertura da Terra

O desenvolvimento do mapa de Uso e Cobertura da Terra, deu-se inicialmente através da criação da base de imagens de satélite LandSat – 8, no qual, necessitou-se de um mosaico com 5 (cinco) bases matriciais para a sobreposição total da área, datadas entre 20/08/2019 e 03/09/2019, obtidas no *site* do USGS. Teve-se o tratamento da base matricial no *software* livre QGIS, no qual, primeiramente necessitou-se de reprojeção do sistema *World Geodetic System* (WGS 84) para o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS 2000), zona 22 Sul.

Por conseguinte, criou-se diferentes composições (Tabela 05), com objetivo de verificar a melhor resposta espectral para a identificação dos alvos, primeiramente teve-se uma combinação RGB (Red, Blue, Green) de cor verdadeira, por intermédio das bandas B4 (Red), B3 (Green) e B2 (Blue), mediante a ferramenta de mosaico. Com isso, resultou-se em um mosaico raster, no qual, empregou-se a ferramenta Superimpose para projetar o mosaico de acordo com a resolução e extensão da banda pancromática (B8), resolução espacial de 15m. Posteriormente, utilizou-se a ferramenta Pansharpening, presente no plugin Orfeo Monteverdi, com o objetivo de realizar fusão de imagens, gerando o produto com cores verdadeiras e resolução espacial de 15m.

Dando continuidade, concebeu-se a composição “Falsa Cor”, por meio das bandas *Middle Infrared* (B7) (MIR), *Near Infrared* (B5) (NIR) e *Green* (B3), elaborou-se a composição “infravermelha”, mediante o mosaico das bandas *Near Infrared* (B5), *Red* (B4) e *Green* (B3). Por último, produziu-se um índice de vegetação de diferença normalizada (NDVI), por intermédio das bandas *Red* (B4) + *Near Infrared* (B5), no qual, necessitou-se realizar a conversão de números digitais (DN) de cada banda para refletância ($\rho\lambda'$), seguindo a metodologia da *National Aeronautics and Space*



Administration (NASA), desta forma, aplicou-se a fórmula para a criação de NDVI: (*Near Infrared* – *Red*) / (*Near Infrared* + *Red*).

Tabela 05: Composição de Bandas Espectrais do Satélite Landsat - 8

Composição	Mosaico de Bandas Espectrais	Resolução Espacial	Reprojeção Espacial (B8)
Cor Verdadeira	<i>Red</i> (B4) + <i>Green</i> (B3) + <i>Blue</i> (B2)	30m	15m
Falsa Cor	MIR (B7) + NIR (B5) + <i>Green</i> (B3)	30m	
Infravermelho	NIR (B5) + <i>Red</i> (B4) + <i>Green</i> (B3)	30m	-
Índice de Vegetação Normalizada (NDVI)	<i>Red</i> (B4) + NIR (B5)	30m	-

Com a elaboração das composições procura-se melhor apuração da distribuição e variação dos pixel's, observando as respostas espectrais, sendo assim, utilizou-se do complemento *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP), no qual, permite a retira de uma amostragem de pixel de cada área, realizando a classificação pixel a pixel, após o plugin finalizar, tem-se a criação de um arquivo vetorial, contendo todas as classes pré-determinadas anteriormente, dividindo-a em camadas vetoriais referentes a cada classe, para melhor manuseio das informações espaciais.

Desta forma, o mapa de uso e cobertura da terra (Figura 04), foi criado através da análise de variadas bases de composição espectral, criando a classificação do uso e cobertura em 6 (seis) classes (Tabela 06), desta maneira, utilizou-se os critérios propostos por Ross (1994) e Crepani et al. (2001), que tratam da fragilidade para cada classe de uso (Tabela 06).

Tabela 06: Composição de Bandas Espectrais do Satélite Landsat - 8

Classes de Uso e Cobertura	Grau de Fragilidade
Agricultura	Alta (4)
Áreas Urbanas	Muito Alta (5)
Floresta	Muito Alta (1)
Pasto Limpo	Alta (4)
Pasto Sujo	Média (3)
Vegetação Secundária	Baixa (2)

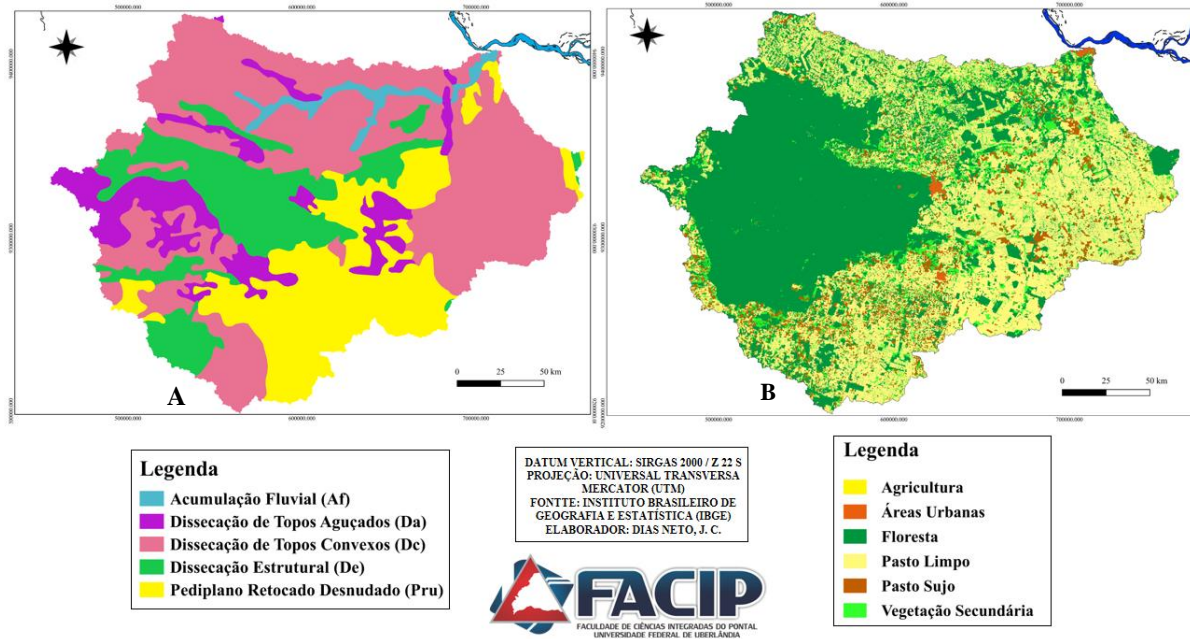
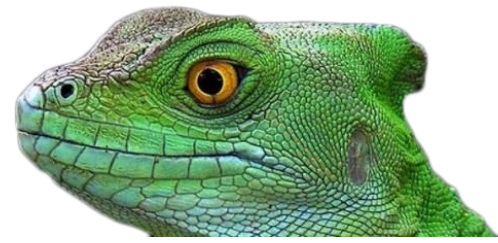


Figura 04: Classificação dos Aspectos Ambientais e Uso da Terra: (A) Geomorfologia; (B) Uso e Cobertura da Terra

Fragilidade Ambiental Potencial

Para o desenvolvimento do mapeamento da Fragilidade Ambiental, utilizou-se as metodologias apresentadas por Crepani et al (2001) e Ross (1994), por meio de uma análise integrada de variáveis ambientais. Teve-se a mesclagem dos mapeamentos, desenvolvidos anteriormente (Pluviometria, Declividade, Pedologia, Geomorfologia e Uso e Cobertura). Criando a base cartográfica, tem-se análise espacial dos materiais, neste momento, define-se critérios para cada área presente no mapeamento, considerando a propensão de degradação. Por intermédio da definição de critérios, possibilitando a realização de um diagnóstico ambiental, considerando as diferentes particularidades do terreno e seus efeitos nos diferentes graus de fragilidade ambiental. Cada variável foi hierarquizada através de cinco classes de vulnerabilidade ambiental, considerando que a pluviometria se obteve em extensão total da bacia a mesma classe, como apresentado no tópico pluviométrico.



Tabela 07: Soma das pontuações das variáveis ambientais e definição das classes de Fragilidade Potencial e Emergente

Pontuação "A+B+C+D"					=	FRAGILIDADE POTENCIAL	+	E	=	FRAGILIDADE EMERGENTE	DESCRIÇÃO DAS CLASSES	
1	+	1	+	1	+	1	+	1	=	< 04	+ 1 = < 05	Muito Baixa
2	+	2	+	2	+	2	+	2	=	05 - 08	+ 2 = 06 - 10	Baixa
3	+	3	+	3	+	3	+	3	=	09 - 12	+ 3 = 11 - 14	Média
4	+	4	+	4	+	4	+	4	=	13 - 16	+ 4 = 15 - 20	Alta
5	+	5	+	5	+	5	+	5	=	17 - 20	+ 5 = 21 - 25	Muito Alta

A = PLUVIOMETRIA; B= DECLIVIDADE; C= PEDOLOGIA; D= GEOMORFOLOGIA; E= USO E COBERTURA DA TERRA

Com isso, tem-se o mapa de fragilidade ambiental potencial, no qual, teve-se a união de informações de pluviometria, declividade do terreno, pedologia e geomorfologia. O mapa de fragilidade ambiental emergente, contou com a união do mapa de fragilidade potencial somado ao uso e cobertura da terra hierarquizado com os graus de fragilidade ambiental. Teve-se as associações numéricas das classes pré-estabelecidas, considerando a fragilidade ambiental, as classes tiveram sua definição por meio do somatório de valores definidos para cada variável, dentro de seus intervalos. Desta forma, utilizou-se a álgebra de mapas para a soma de pontuações e a criação dos mapas de fragilidade potencial e emergente (Tabela 07), mediante a ferramenta *Raster Calculator*, presente no provedor *Geospatial Data Abstraction Library (GDAL)*, do *software Qgis*.

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Inicialmente, a região em que encontra-se a área de estudo, pertence ao bioma amazônico, na qual, é acometida pelo chamado "inverno amazônico", um período com alta intensidade pluviométrica e diminuição da sensação térmica, com intensa influência no escoamento superficial, apresentado isto, tem-se a atribuição de um único valor de fragilidade para o total da bacia, sendo este de peso 4 (quatro), classificado como forte (Ross, 2012). As variáveis do terreno, utilizados como critérios para o diagnóstico da fragilidade ambiental, apresentaram diferentes níveis, apresentados através de mapas temáticos (Figura 05).

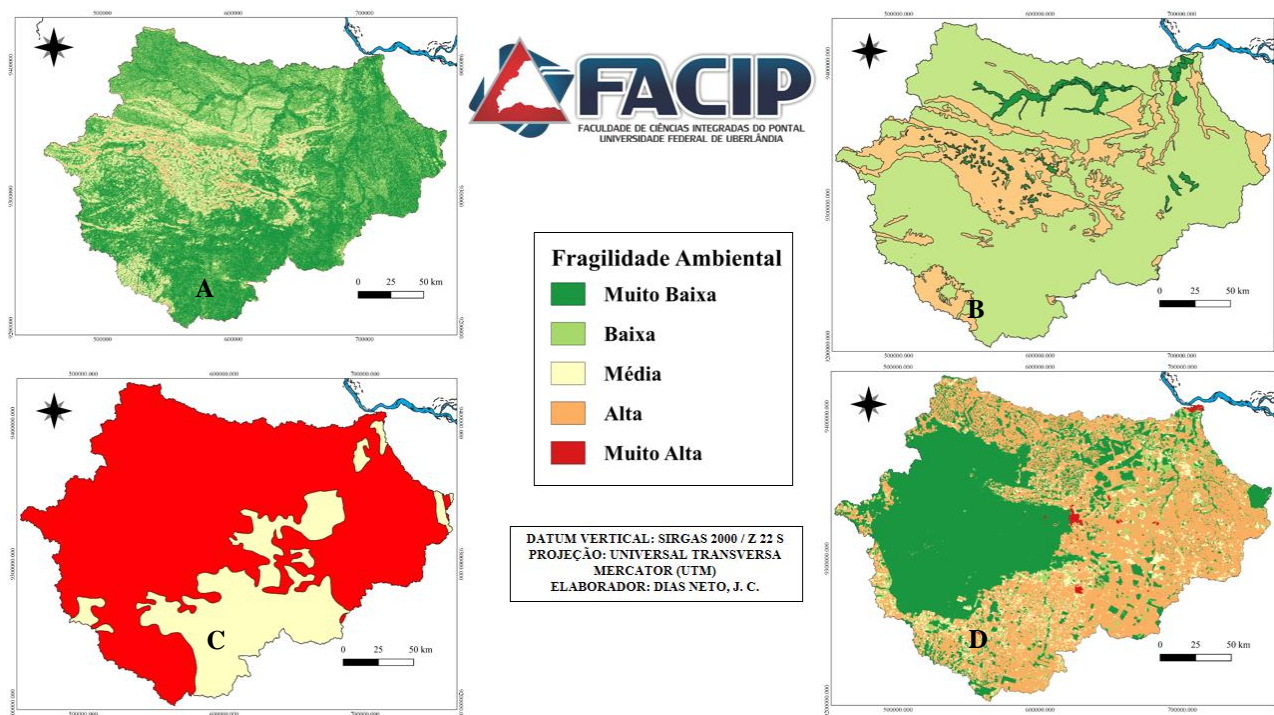


Figura 05: Classificação da fragilidade ambiental relacionada aos atributos do terreno: (A) Declividade; (B) Pedologia; (C) Geomorfologia; (D) Uso e Ocupação da Terra

A declividade da área destaca-se o alto grau de vulnerabilidade ambiental associado aos limites de platô, principalmente presentes nas UC e Terras Indígenas, limitando a ocupação antrópica, favorecendo a manutenção da cobertura vegetal e minimizando o risco à erosão.

A pedologia da área classificou-se em 5 (cinco) ordens, subdivididas em 11 (onze) tipos de solos, cada qual, encaixou-se de acordo com a metodologia de Crepani et al (2001), alterando-a de acordo com as classes de Ross (2012), tendo-se primeiramente, os solos classificados como estáveis (1) (um), definindo-se por intenso processo de intemperismo e lixiviação, com concentração baixa de minerais fáceis de ceder ao intemperismo ou com presença de argila, encontram-se nesta classe: Latossolos Amarelo Distrófico, Latossolos Vermelho-Amarelo Distrófico e Latossolos Vermelho Distrófico. Posteriormente, tem-se os solos enquadrados na classificação Intermediária (2) (dois), caracterizando-se por serem solos com presença do horizonte B, no qual, tem-se acumulação de argila repassada do horizonte A, apresentando dificuldade na infiltração de água e intensificando os processos erosivos, nesta categoria conta-se: Nitossolos Vermelhos Eutróficos; Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos; Argissolos Vermelhos Eutróficos e Nitossolos Vermelhos Distróficos. Por fim, apresenta-se a categoria com maior índice de vulnerabilidade, denominada como vulnerável (3) (três), destacou-se características de solos jovens e pouco desenvolvidos, com pequena evolução dos perfis, assentando-se diretamente sobre a rocha mãe, desta forma, conta-se com os solos:



Plintossolos Pétricos Concrecionários; Neossolos Litólicos Distrófico; Neossolos Litólicos Eutróficos e Neossolos Quartzarênicos Órticos.

A geomorfologia da área varia em 5 (cinco) formações, nas quais, considerou-se sua interação com altimetria, pluviometria e hidrografias, desta forma, classificou-se as formações geomorfológicas em graus de fragilidade, seguindo a ordem de classes da metodologia de Ross (2012). Considera-se a formação de pediplanos como formação de vulnerabilidade média (3) (três), pois, já sofre com intensa fases de erosão, tornando-o cada vez mais aplainado. Em seguimento, tem-se as formações de acumulação fluvial, dissecação estrutural, dissecação de topos convexos e dissecação de topos aguçados, classificadas com grau de fragilidade muito alta (5) (cinco), em razão da sua forte relação com declives e presença fluvial.

A forma de uso e ocupação da terra, como já abordado anteriormente, influencia diretamente a vulnerabilidade à ação de agentes erosivos, por exemplo, segundo Jain e Goel (2002), a erodibilidade do solo depende diretamente da sua capacidade de infiltração, na qual, a forma de uso pode intensificar ou minimizar, com isso, encontra-se a variação das classes de fragilidade entre muito baixa (1) (um), baixa (2) (dois), média (3) (três), alta (4) (quatro) e muito alta (5) (cinco).

A Sub-Região Hidrográfica do Itacaiúnas, através da integração das variáveis ambientais somados ao uso e ocupação da terra, apresentou uma variável entre média (3) (três) e alta (4) (quatro) fragilidade ambiental, considerando as informações geradas do mapeamento da fragilidade ambiental potencial e emergente (Figura 06). De forma geral, a integração entre os diferentes mapas de fragilidade possibilitaram a construção da base matricial, permitindo a interpretação dos resultados de fragilidade. Desta forma, consta-se que por meio da sobreposição das variáveis, possibilitou-se a análise das unidades mais suscetivas a erosão.

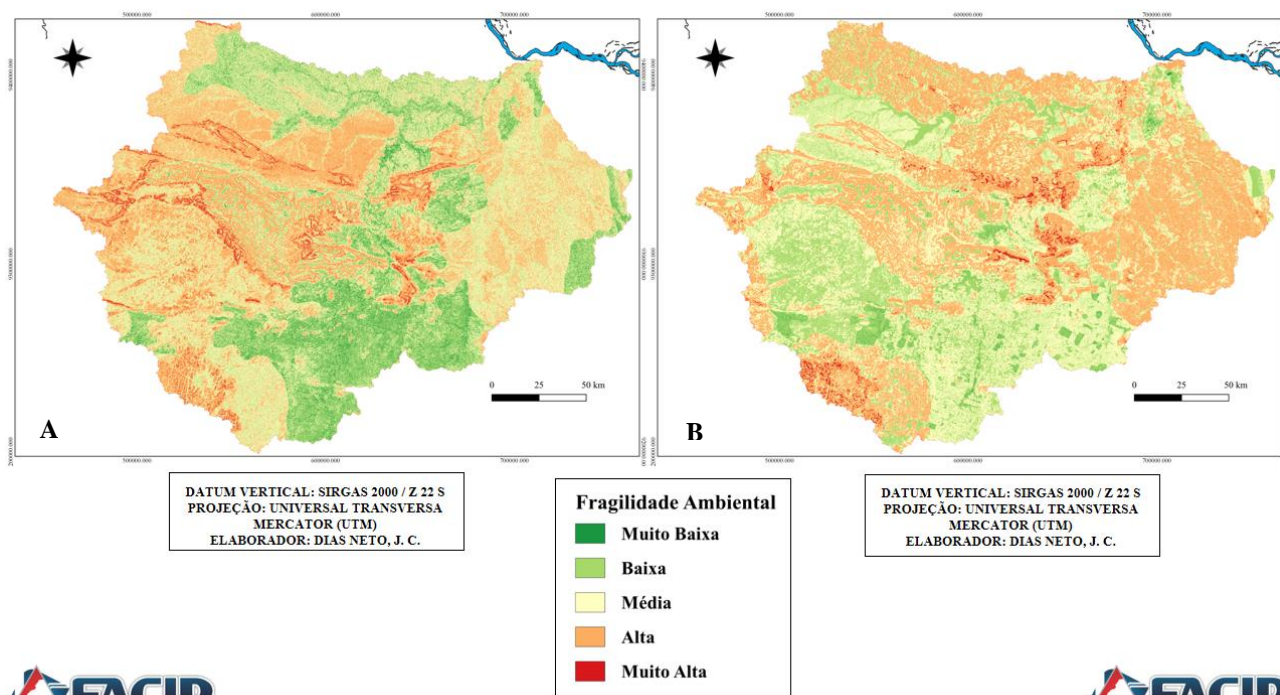


Figura 06: Mapa de Fragilidade Ambiental Potencial (A); Mapa de Fragilidade Ambiental Emergente (B)

Dando continuidade, a comparação entre o primeiro mapa denominado de mapa de fragilidade potencial (Figura 06) com o mapa de fragilidade emergente (Figura 06), apresentou a importância da cobertura florestal para a proteção do solo e minimização da intensidade erosiva, no qual, áreas consideradas de alta fragilidade no mapa de fragilidade potencial, tiveram uma diminuição da classe, após o acréscimo da variável de uso e ocupação, mais especificamente com a classe “floresta” e “vegetação secundária”, nas quais, são localizadas principalmente em UC e Terras Indígenas, mostrando-se a importância da preservação florestal. Sendo que a incidência das classes muito baixa e baixa, deu-se principalmente em regiões mais planas.

Com isso, analisando-se as distribuições espaciais relativas as áreas ocupadas pelos diferentes graus de fragilidade potencial, possibilitou-se constatar as classes predominantes e suas porcentagens em extensão na bacia, variando principalmente entre as classes de média fragilidade com área total de 14.239,8 km² (34,5%) e alta fragilidade com a extensão de 13.851,6 km² (33,5%), a soma de ambas as classes totalizam 28.091,4 km² (68%) da área total. Tratando-se dos dados do mapeamento da fragilidade emergente, tem-se a classe de média fragilidade um total de 16.381,4 km² (39,7%) e alta fragilidade com 15.175,5 km² (36,75%), consumando cerca de 31.556,9 km² (76,45%).

De maneira, é possível observar a influência que a perda de cobertura florestal exerceu sobre a estabilidade do solo, pois, classes de fragilidade alta na análise potencial foram convertidos para



de fragilidade média na análise da fragilidade emergente, assim como, áreas com fragilidade muito baixa ou baixa, foram reclassificadas como fragilidade média, alta ou muito alta, por meio do acréscimo do uso e ocupação da terra. Fato resultante dos diversos meios de ocupação inadequados presentes em áreas indevidas.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A sub-região hidrográfica do Itacaiúnas, assim como as diversas bacias hidrográficas presentes no estado do Pará, encontra-se em processo cada vez maior de degradação, resultado da grande interferência humana em todos os aspectos da dinâmica ambiental da bacia. Com isso, conclui-se que a relação entre os mapas de fragilidade potencial e emergente produzidos nesta pesquisa, possibilitam a análise da interferência do uso da terra sobre o espaço, levando em consideração as intervenções antrópicas na paisagem, influenciadoras diretas da proteção do solo. Desta forma, as ações antrópicas prejudicam a estabilidade do ambiente, como observado no produto final, aumentando as classes de fragilidade, enquanto isso, tem-se por intermédio das florestas e vegetações a proteção de áreas com alto potencial de erosão natural, com a diminuição das classes de fragilidade, revelando o quão prejudicial o ser humano e suas ações são para a estabilidade do ambiente.

Assim sendo, o mapa de fragilidade potencial demonstra o alto grau de instabilidade natural, revelando o quanto é significativo o planejamento e a gestão de forma consciente e mitigadora. A fragilidade emergente viabiliza a análise dos efeitos socioeconômicos no espaço, mediante o uso da terra para fins de agricultura, influenciando nos processos de erosão e restringindo cada vez mais a área com vegetação nativa ou de grande porte.

Desta maneira, por meio dos resultados obtidos, pode-se analisar a espacialização da bacia com variação da fragilidade entre média a alta, considerando as variáveis ambientais somadas as interferências antrópicas, indicando a necessidade de atentar-se para os tipos de ocupação realizadas em determinadas áreas, pois, a presença de certos usos da terras, pode aumentar o nível de fragilidade. Sendo a maior das classes, denominada de fragilidade ambiental muito alta (cinco) (cinco), apresentando-se somente em áreas que continham uma declividade acentuada, somada a solos com um índice de vulnerabilidade médio ou alto e interferência antrópica.

Com isto, a criação do mapeamento de fragilidade ambiental, através da união de variáveis ambientais somadas ao uso e ocupação, permite a análise integrada do espaço, auxiliando na visualização das áreas com uso limitado ou que devam receber certa atenção caso sejam utilizadas,



contribuindo ao desenvolvimento de um diagnóstico ambiental. Possibilitando o auxílio nas melhores medidas de planejamento ambiental. É importante ressaltar, o produto final foi realizado através de informações de uso público, permitindo acesso ilimitado.

Assim sendo, os inúmeros fatores utilizados e avaliados durante a análise, possuem a capacidade de exercer e traçar o desenvolvimento de processos socioambientais, nos quais, por meio do estudo de interações entre as variáveis ambientais, possibilita-se contribuir para o equilíbrio ambiental.

A metodologia empregada no trabalho, mostrou-se promissora, pois, o resultado final teve a capacidade de representar a realidade da área de estudo, permitindo a tomada de futuras decisões, auxiliando no planejamento territorial, proporcionando políticas de preservação ambiental, contemplando principalmente a identificação de áreas de risco, considerando a vulnerabilidade natural do ambiente, agregado as variáveis do uso da terra, tornando-se essenciais para os planos de bacias hidrográfica (PBH), assim como, contribuindo para os planos diretores de cada município, visando principalmente as áreas de preservação permanente (APP), florestas, UC, Terras Indígenas, entre outros, aspirando a contenção de impactos ambientais e decrescimento dos processos de erodibilidade, colaborando com informações ambientais para os municípios e principalmente para a sociedade civil.

Por fim, os estudos que objetivam essa natureza, detém de grande importância para a contribuição no planejamento e gestão ambiental e de bacias hidrográficas, por meio da representação da fragilidade ambiental, considerando as variáveis do espaço. Desta forma, o uso do SIG Qgis possibilitou de forma inegável o trabalho das informações e o direcionamento da pesquisa, com isso, ressalto a importância da utilização das geotecnologias nas análises planejamento e principalmente na manutenção da gestão ambiental.

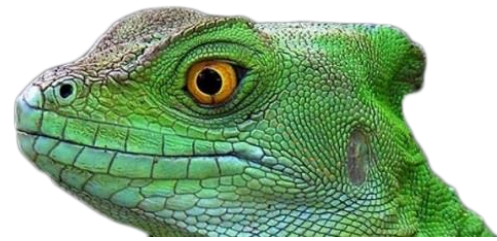
Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a Universidade Federal de Uberlândia (UFU), ao Programa de Pós Graduação em Geografia (PPGEP) e a Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), pelo apoio recebido.



| REFERÊNCIAS |

- Almeida, L. Q.; 2010. Vulnerabilidades socioambientais de rios urbanos: bacia hidrográfica do rio Maranguapinho. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, pp. 278.
- Anido, N. M. R.; 2002. Caracterização hidrológica de uma microbacia experimental visando identificar indicadores de monitoramento ambiental. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz Queiroz, pp.78.
- Carvalho, S. L.; 2004. Medidas que preservam nascentes e mananciais. *Jornal Sem Limites*.
- Crepani, E.; Medeiros, J. S.; Azevedo L. G.; Duarte V.; Hernandez Filho, P.; Florenzano, G. T.; 2001. Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico econômico e ao ordenamento territorial. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), pp. 85 – 87.
- Conselho Nacional Do Meio Ambiente (CONAMA); 2011. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357/05.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa); 2006. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3ª Edição. Embrapa.
- Jain, S. K.; Goel, M. K.; 2002. Assessing the vulnerability to soil erosion of the Ukai Dam catchments using remote sensing and GIS. *Hydrological. Sciences Journal*, pp. 31.
- Koppen, W.; Geiger R.; 1936: *Das geographische System der Klimate*. *Handbuch der Klimatologie*, pp. 1–44.
- Lazia, B. 2016. Conheça a importância da conservação de nascentes. site: <https://www.afe.com.br/noticia/10411/conheca-a-importancia-da-conservacao-das-nascentes>.
- Martín, D. J. F.; García, J. C.; Urquí, L. C.; 2012. Geohéritage information for geoconservation and geotourism through the categorization of landforms in a Karstic Landscape: a case study from Covalagua and Las Tuerces, pp. 93 - 108.
- Mendes, C. A. B.; Cirilo, J. A. 2001. Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação. ABRH, pp. 536.
- Ratcliffe, D. A.; 1971. Criteria for the selection of nature reserves. *Advancement of Sciences*, pp. 294-296.
- Ross, J. L. S.; 2009. *Ecogeografia do Brasil: subsídios para planejamento ambiental*. Oficina de Textos, pp. 56.
- Ross, J. L. S.; 2012. *Landforms and environmental planning: Potentialities and Fragilities*. *Revista do Departamento de Geografia*, pp. 38-51.
- Ross, J. L. S.; 1994. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. *Revista do Departamento de Geografia*, pp, 63-74.
- Santos, R. F.; 2004. Planejamento, Planejamento Ambiental e Paradigmas de Desenvolvimento. *In: Planejamento Ambiental: teoria e prática*. Oficina de Textos, pp. 25.
- Silva, D. D.; Pruski, F. F.; 2000. *Gestão de Recursos Hídricos: Aspectos Legais, econômicos, administrativos e sociais*. Brasília – DF: Secretaria de Recursos Hídricos, pp. 659.



- Teixeira, S. N.; 2016. Importância, processo de recuperação e conservação da água. Site: <https://www.cpt.com.br/cursos-meioambiente/artigos/nascentes-importancia-processo-de-recuperacao-e-conservacao-da-agua>.
- Tomczyk, A. M. A.; 2011. GIS assessment and modelling of environmental sensitivity of recreational trails: The case of Gorce National Park. *Applied Geography*. pp. 339-351.
- Tricart, J.; 1977. *Ecodinâmica*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); Série recursos naturais e meio ambiente.



CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E DINÂMICA DE USO E OCUPAÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO IGARAPÉ JUDIA NA AMAZÔNIA SUL OCIDENTAL – ACRE - BRASIL

| ID 15724 |

1 Luciana Gomes Martellet, 2 Giulle do Nascimento e Silva, 3 Murilo Torres Silva, 4 Nara Luisa Reis de Andrade, 5 Ana Cristina Santos Strava Correa

1Universidade Federal de Rondônia, e-mail: lucianagomesmartellet@hotmail.com; 2Universidade Federal de Rondônia, e-mail: giulle2@gmail.com; 3Universidade Federal de Rondônia, e-mail: murilotorresagronomiaunir@gmail.com, 4 Universidade Federal de Rondônia, e-mail: naraluisar@unir.br, 5 Universidade Federal de Rondônia, e-mail: strava.eng@gmail.com

| RESUMO |

A pressão exercida sobre os recursos ambientais é matéria de estudo há décadas. A ocupação e uso do solo pelas diversas atividades antrópicas alteram consideravelmente os processos e aspectos físicos, químicos, biológicos dos sistemas ambientais. Como esse processo não é diferente na região norte do Brasil, o enfoque do presente estudo foi identificar as características físicas bem como, as modificações antrópicas na Bacia Hidrográfica do Igarapé Judia, um dos afluentes da Bacia Hidrográfica do Rio Acre, a qual se encontra no estado do Acre, na parte sul-ocidental da Amazônia brasileira, tendo sua nascente no Município de Senador Guiomard (AC), apresentando relevo pouco convexo, com clima tropical chuvoso (quente e úmido). As coletas de dados foram feitas através de Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Acre, para a caracterização da bacia foi feito geoprocessamento com auxílio de softwares livres como o Qgis versão 2.18.13 versão 2.18.13. O regime hidrológico da bacia foi baseado em estimativas através do método de regionalização de sub-bacia. É perceptível o processo de urbanização e conseqüentemente de modificação da paisagem da bacia, sendo necessários estudos para poder compreender o processo de modificação tanto da bacia quanto dos seus recursos hídricos. A bacia apresenta forma alongada, o que a torna menos suscetível a enchentes, e apresenta baixo padrão de drenagem. Levando em consideração a série histórica de precipitações, é possível definir que entre maio a setembro ocorre o período de seca, e, de outubro a abril o período úmido. O Igarapé Judia nasce em zona urbana, passando por um pequeno trecho de zona rural, e voltando para uma zona urbana que sofre com pressão demográfica demasiada, fazendo com que o uso e ocupação desta bacia gere uma pressão no meio. Alguns impactos de tal pressão são a impermeabilização de parte considerável da bacia, promovendo variação da vazão do Igarapé e tantas outras modificações que atingem o meio ambiente, originando interferência direta nos recursos hídricos. Conclui-se então que análises levando em consideração a morfometria, hidrologia e o uso e ocupação do solo de uma bacia, pode promover conhecimento mais adequado para compreender os riscos aos quais a bacia está sujeita, e quais ações preventivas ou de mitigação devem ser adotadas pelos agentes governamentais.

Palavras-chave: Hidrologia; Modificação Antrópica; Morfometria.



| INTRODUÇÃO |

O crescimento urbano ocorrido nas últimas décadas transformou o Brasil num país essencialmente urbano, onde a sociedade tem degradado de modo significativo os recursos naturais, sendo os diversos usos e a forma de ocupação do solo, associados às mudanças do clima, o maior conjunto de ameaças sobre os recursos hídricos, cada vez mais perceptíveis em virtude do descaso com as nascentes dos rios, dos cursos d'água e das áreas adjacentes, que acabaram por comprometer a quantidade e a qualidade dos recursos ao longo dos anos (BRASIL, 2005). Para compreender essa dinâmica, Duarte (2011) aborda que, a melhor forma para analisar os impactos é utilizar as bacias hidrográficas, cada vez mais consolidadas como unidades de estudos geográficos na medida em que permitem agregar uma série de elementos antrópicos e físicos da bacia. No mesmo sentido, a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei 9433 de 1997, estabelece as bacias hidrográficas como unidades de gestão dos recursos hídricos (BRASIL, 1997).

No estado do Acre, a Bacia Hidrográfica do Rio Acre possui ao longo de sua extensão, situações representativas da ocupação irregular (CARMO et al., 2015; NASCIMENTO, 2010). Como principal afluente da margem direita o Igarapé Judia (IJ) tem sua nascente no centro da cidade de Senador Guiomard desaguando na margem direita do Rio Acre a sudeste do município de Rio Branco (CARMO et al., 2015). Visto o intenso processo de urbanização e uso inadequado do solo, a bacia como um todo vem passando por um processo de descaracterização de sua paisagem constituindo, segundo Santos, (2005), uma ameaça aos recursos hídricos.

Com enfoque na pressão exercida sobre os corpos hídricos e, tomando a Bacia Hidrográfica do Igarapé Judia (BHIJ) como estudo de caso das conseqüentes alterações ambientais, o presente trabalho tem como objetivo analisar os aspectos geoambientais da área de estudo, avaliando suas características físicas, abordando os aspectos hidrográficos e sua dinâmica de uso e ocupação do solo, confrontando com os usos atuais e propostos.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Caracterização do local de estudo

O Igarapé Judia é um tributário do Rio Acre localizado a sudeste do município de Rio Branco (AC). Sua nascente está localizada no centro do município de Senador Guiomard, nas coordenadas 10°9'14" S e 67°44'14" W e faz um percurso até a foz no bairro 06 de Agosto, segundo distrito da



cidade de Rio Branco (AC), onde deságua no rio Acre sob as coordenadas de 9°58'24" S e 67°47'30" W.

A área em questão, descreve SILVA (1995), apresenta relevo de topo pouco convexo separado por vales em forma de "V" e, eventualmente, por vales de fundo plano, observando-se uma fraca dissecação pelo fato dessa área estar localizada em uma área pouco acidentada. Apresenta altitude em sua nascente de 190 m, decaindo em cotas médias de 14 m, apresentando na foz uma altitude de 128m prevalecendo as características aplainadas e com depósitos de sedimentos pliopleistocênicos, da Formação Solimões, caracterizando a área como pertencente a uma província geológica de idade cenozoica.

No contexto do estado do Acre, a tipologia climática é do tipo Am, classificação de W. Köppen, correspondendo a tropical chuvoso (quente e úmido), com ocorrências de precipitação do tipo monção, caracterizado como excessivas correspondendo ao "inverno amazônico" (compreendido entre os meses de outubro a abril) e mais amenas caracterizando o "verão amazônico" (compreendido entre os meses de maio a setembro). Dessa forma, há uma compensação do balanço hídrico da região não devendo analisar as condições climáticas de forma pontual, uma vez que o clima abrange grandes áreas (SANTOS, 2013).

Assim como seus tributários, o Igarapé Judia está localizado em terrenos originados no final do período Terciário e início do Quaternário, em terrenos com predominância de argilosos, arenos-argilosos e siltosos. SILVA et al. (1995), verificou que na área em estudo o predomínio desses depósitos de sedimentos compostos de areia fina, silte e argila, são facilmente degradados com a ação das águas pluviais de grande intensidade, principalmente, no período do "inverno amazônico" na região.

O solo pode ser considerado um dos mais importantes recursos naturais dos ecossistemas. No Acre, os principais solos, em ordem de expressão territorial, são: ARGISSOLOS, CAMBISSOLOS, LUVISSOLOS, GLEISSOLOS, LATOSSOLOS, VERTISSOLOS, PLINTOSSOLOS e NEOSSOLOS. Nessa dessa relação, identificou-se que a bacia do igarapé judia apresenta manchas de solos hidromórficos gleizados eutróficos, porém, segundo SANTOS (2005), em toda sua extensão há o predomínio da tipologia Latossolo Amarelo e Argissolo, apresentando processo de laterização seguido de intemperismo químico e físico, facilitando a desagregação dos minerais e predisposição a processos erosivos das margens.



Coleta de dados e instrumentos de pesquisa

Foi utilizada a base do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Acre (ZEE, 2000), para a identificação do tipo de solo. O terreno foi avaliado com base nas curvas de nível, declividade e modelo digital do terreno. Para isso os dados SRTM com precisão espacial de 30 metros obtidos junto à USGS (United States Geological Survey) foram processados no SIG ArcGIS 10.0 e Qgis versão 2.18.13.

Para a caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica, procedeu-se o preenchimento de sinks (fill sinks); direção de fluxo (flow direction), fluxo acumulado (flow accumulation) e delimitação de bacias (Watershed), em conjunto com a base ZEE (2000), com o trabalho realizado por Santos (2013), e no uso de imagens de alta precisão disponibilizadas pelo Bing maps e google maps por meio do plugin Openlayers do Qgis versão 2.18.13, delimitou-se a bacia e os cursos hídricos considerados neste estudo, ordenados pelo método de Strahler. Foram utilizadas as bandas da imagem Landsat 8 (OLI) e cena 267, obtidas no earthexplorer.usgs.gov realizando a composição das bandas 6,5 e 4 (cores naturais) no uso da ferramenta mosaico do Qgis. Posteriormente, foi feito o recorte da imagem de satélite utilizando o arquivo do perímetro da área da bacia no formato Shapefile.

Para a estimativa de volumes de precipitação anual e sazonalidade da área em estudo foram utilizados os dados da plataforma HidroWeb referentes às estações Pluviométricas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), localizadas nos municípios de Rio Branco (AC) (código: 967000) e Senador Guimard (AC) (código: 967005), respectivamente.

A caracterização do regime hidrológico da bacia do Igarapé Judia baseou-se como recurso de estimativa a regionalização da sub-bacia usando como dados de entrada a estação fluviométrica (código: 1360002), mais próxima da foz do Igarapé Judia, localizada no Rio Acre. Com os dados, foi calculada a vazão específica (máx, méd e min), por meio da fórmula da vazão específica (q), e feita a transposição para a área de interesse o exutório do referido igarapé. Os dados obtidos foram comparados e, posteriormente, calculados seus respectivos erros amostrais.

$$q=Q/A$$

Onde,

q= Vazão específica ($m^3.s^{-1}.m^{-2}$);

Q= Vazão no exutório ($m^3.s^{-1}$);



A= Área de drenagem (m²);

É importante ressaltar que a regionalização não representa um valor exato, método de erro e aproximações, sendo necessária a validação em campo.

No presente estudo, a dificuldade encontrada de acesso à área retardou a validação (2019), das vazões estimadas, sendo utilizada, no primeiro momento, como método comparativo, os dados de vazão do mesmo igarapé medidos pelo professor Waldemir Lima dos Santos, descrita em SANTOS (2005), no período de 2010 a 2011. Usando o mesmo período da série histórica com os dados disponibilizados foi feita a estimativa para máxima, média e mínima e posterior análise dos erros amostrais.

Todos os dados coletados das estações fluviométricas e Pluviométricas, gráficos e tabelas foram processados e organizados utilizando o Software de Planilha Excel 2010.

Morfometria da Bacia Hidrográfica do Igarapé Judia

Na caracterização morfométrica foram abordados os parâmetros envolvendo as características físicas e fatores de forma da bacia. Tais parâmetros morfométricos determinados para a caracterização abordados neste estudo foram: a área total da bacia (km²), o perímetro (km) e, aplicando-se as Eqs descritas por VILLELA e MATTOS (1975) o coeficiente de compacidade (Kc), o fator de forma (Kf), a densidade de drenagem (Dd) e densidade de cursos d'água (Tabela 1).

Tabela 1. Principais parâmetros da caracterização morfométrica de bacias

	Relação	Fórmula	Intervalo de Classe
Kc	Relação do perímetro de uma bacia hidrográfica e a circunferência do círculo de área igual a da respectiva bacia	$K_c = 0,28 \frac{p}{\sqrt{A}}$	< 1,25 = alto 1,25 – 1,50 = médio > 1,50= baixo
Kf	Relação entre a área da bacia e o quadrado de seu comprimento axial, da desembocadura à cabeceira mais distante.	$K_f = \frac{A}{L^2}$	> 0,75 = alto 0,75 - 0,50 = médio < 0,50 = baixo
Dd	Correlação entre o comprimento total dos canais de escoamento com a área da bacia hidrográfica.	$D_d = \frac{\sum L}{A}$	< 0,50 = pobre 2,5 - 3,5 = muito boa ≥ 3,5 = excepcionalmente bem
Dr	Relação existente entre o número de rios ou curso de água e a área da bacia hidrográfica.	$D_r = \frac{N_r}{A}$	< 2,0 = baixa 2,0 – 4,0 = moderada > 4,0 = alta



| RESULTADO E DISCUSSÃO |

A bacia hidrográfica do Igarapé Judia apresentou uma área de 116,47 km², e um perímetro de 65,58 km. O “comprimento verdadeiro” (projeção ortogonal) do rio principal é da ordem de 31,23 km, e a distância em linha reta entre os dois pontos extremos do canal é da ordem de 21,12 km. Sendo assim, o índice de sinuosidade é da ordem de 1,47m/m, característico de um rio de planície, porém abaixo dos padrões da sinuosidade encontrada na bacia do rio Acre que tem em média de 2 vezes o comprimento do talvegue (CORREA, 2016). Isso também pode ser indicativo de que o Igarapé Judia tem uma declividade mais acentuada.

Adicionalmente, foram contabilizados um total de 76 canais com um comprimento total de, aproximadamente, 132 km de extensão. Desses 76 canais, 57 segmentos são de primeira ordem, 15 de segunda, três de terceira e um de quarta ordem (Figura 1).

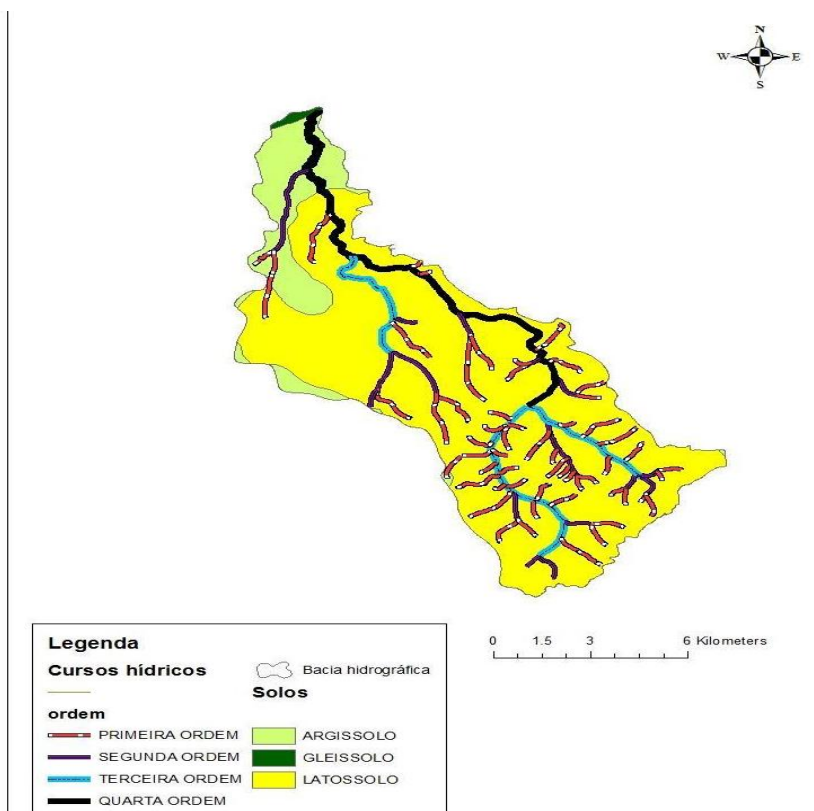


Figura 1. Hierarquização dos canais de drenagem e principais solos da bacia

Inicialmente, foram avaliados o Fator de Forma (Kf) e o Coeficiente de Compacidade (Kc) da área em estudo, correspondendo, respectivamente: Kf = 0,25 e Kc = 1,70. Pode-se afirmar que a bacia



hidrográfica do Igarapé Judia se mostra pouco suscetível a enchentes pelo fato de o coeficiente de compacidade apresentar valor acima da unidade (>1) e o Fator de Forma ser considerado baixo, possuindo, portanto, uma forma mais alongada.

Tabela 2. Parâmetros morfométricos correspondentes à caracterização da bacia do Igarapé Judia

Parâmetro	Descrição
Coeficiente de Compacidade (Kc) ou Índice de Gravelius	1,7
Fator de Forma (Kf)	0,25
Densidade de Drenagem (Dd)	1,14 km/km ²
Forma da Bacia	Alongada
Densidade de Rios (Dr)	0,65 canais/km ²
Ordem da Bacia	4°

Quanto mais irregular for a bacia, maior será o coeficiente de compacidade. Já uma bacia com fator de forma baixo é menos sujeita a enchentes que outra de mesmo tamanho, porém com maior fator de forma (VILLELA e MATTOS, 1975).

Outros aspectos avaliados dizem respeito à densidade de drenagem (Dd) e à densidade de rios (Dr) que apresentam valores iguais a 1,14 km/km² e 0,65 rios/km², respectivamente, caracterizando-a como uma bacia moderadamente drenada. Antoneli e Thomaz (2007) afirmam que a densidade de drenagem e a densidade de rios (Dr) são parâmetros extremamente relevante na indicação do grau de desenvolvimento e eficiência do sistema de drenagem de uma bacia.

Com base na análise dos dados pluviométricos e na determinação da precipitação média, para o período histórico de 1993 a 2018, foi possível estabelecer que houve uma grande variabilidade nos níveis de precipitação da região durante o período de estudo, com mínima de 1034,1 mm (ano de 2011) e máxima de 3293,5 mm (ano de 1999). Tal comportamento anual das chuvas da região mostra que em 50% dos anos ocorreram precipitação superiores à média (Figura 3).

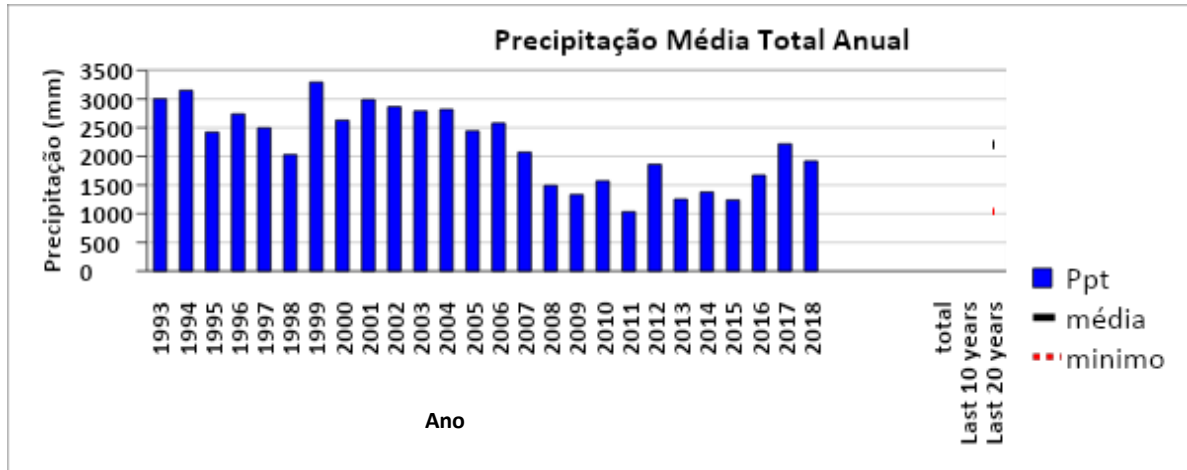


Figura 3. Precipitação Média Total Anual no período de 1993 a 2018. Fonte: Adaptação com os dados HidroWeb, ANA (2019)

Com relação às médias mensais da série histórica avaliada (Figura 4), caracterizam-se duas estações bem definidas na região: a estação seca (maio a setembro) e a estação úmida (outubro a abril), de maior concentração pluviométrica (Figura 5).

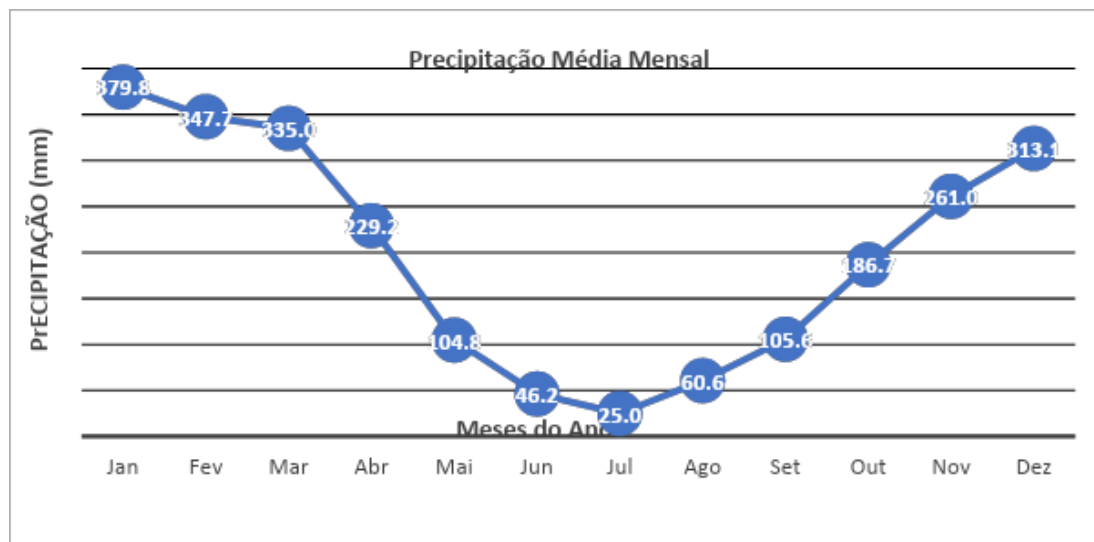


Figura 4. Precipitação Média Mensal correspondente ao período de 1993 a 2018. Fonte: Dados HidroWeb, 2019

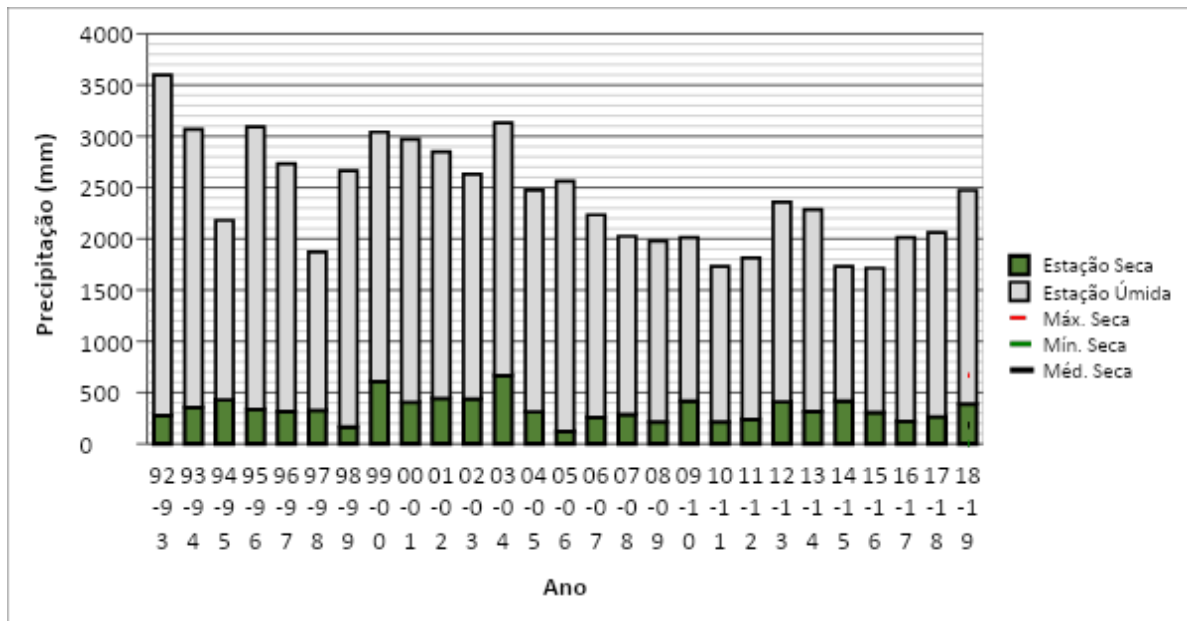


Figura 5. Precipitação Média Mensal para as estações Seca e Úmida, no período de 1993 a 2018. Fonte: Dados HidroWeb, ANA (2019)

O volume acumulado na estação chuvosa representa cerca de 95% do total anual, sendo que o mês de janeiro se configura como o mais chuvoso com cerca de 379,8 mm em média. O período de seca compreende quatro meses, se iniciando na maioria dos anos no mês de maio e se encerrando no mês de setembro. Nesse período o acumulado pluviométrico é em média 342 mm, apenas 14% do total das alturas pluviométricas. O mês de julho configurou-se como o mês com menor ocorrência de chuvas, apenas 25 mm, em média. A sazonalidade marcante aliada ao grande volume anual (acima de 2.000 mm) é um dos fatores que favorece a desagregação do solo, quando exposto.

Sendo assim, é possível correlacionar a morfometria da bacia com o seu regime de precipitação: é notório, através das séries de dados, que os valores máximos foram encontrados entre os meses de outubro a abril, tendo picos entre janeiro e fevereiro, consolidando que as maiores precipitações acontecem em um curto espaço de tempo, conseqüentemente, gerando picos de vazão. Considerando que um rio mais alongado possibilita o escoamento de maneira mais eficaz, fica evidente que a formação da Bacia do Igarapé Judia (AC) é fundamental para evitar enchentes de maiores proporções.

Dinâmica de uso e ocupação da bacia do Igarapé Judia

O Igarapé Judia tem uma das suas principais nascentes localizada na zona urbana do município de Senador Guimard – AC e faz um percurso até sua foz, localizada no bairro 06 (seis) de agosto, no segundo distrito do município de Rio Branco – AC (Figura 6).

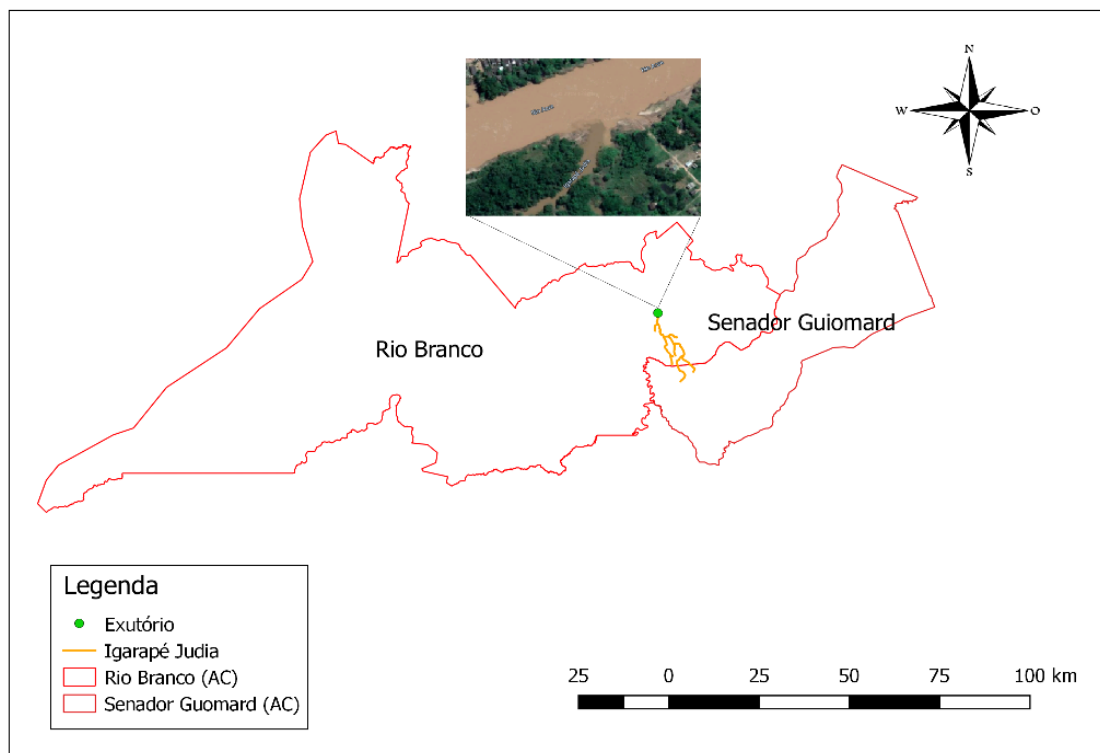


Figura 6. Municípios banhados pela bacia do Igarapé Judia

Na área de sua nascente, o distrito de Senador Guimard – AC, o Igarapé banha 3 (três) bairros, que são Centro, São Francisco e Nary Leite. Após percorrer um trecho de zona rural, o Igarapé Judia adentra a cidade de Rio Branco – AC, banhando 06 (seis) bairros: Santa Inês, Mauri Sérgio, Belo Jardim, Seis de Agosto, Santa Terezinha e Cidade do Povo, esse último foi construído em 2012, para poder receber comunidades que estão em locais de risco.

A ocupação do Estado do Acre se deu por volta dos anos finais do século XIX, por causa da monocultura extrativista da borracha natural, quando começa a se desenvolver a sua urbanização (SEMA,2012).

Uma urbanização basicamente migratória marcada pelos 2 (dois) ciclos da borracha, e durante a década de 1970 pelo capital monopolista da pecuária, fazendo com que as populações seringueiras fossem expropriadas, forçando assim essa população para as áreas urbanas, em especial a cidade de Rio Branco – AC, é nesse contexto que acontece o aumento considerável das zonas periféricas da cidade, sendo uma ocupação sem o devido planejamento, assim surgem os bairros de Santa Terezinha, Seis de Agosto etc.



Rio Branco apresentava, conforme o último Censo Demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística realizado no ano de 2000, uma população urbana na ordem de 89%, e uma população rural de aproximadamente 11% (SANTOS, 2005)

O Igarapé Judia está sofrendo interferência direta do crescimento populacional onde SANTOS (2013) ressalta que a ação do homem vem modificando cada vez mais o meio natural, alterando o comportamento da água com a retirada da vegetação, a ocupação das margens do rio e a consequente urbanização da planície.

Segundo SANTOS (2005), 52% dos habitantes que ali residem são provenientes de zona rural, corroborando a ideia que a população é composta por movimentos migratórios.

Segundo SANTOS apud FUNASA (2005), nos bairros que margeiam o Igarapé Judia na cidade de Rio Branco – AC são 5010 imóveis construídos, com uma população de 16.623 habitantes. Com os bairros Santa Inês e Seis de Agosto tendo a maior concentração populacional. Já em Senador Guiomard, possui uma população estimada de 23.024 habitantes.

Os bairros que margeiam o Igarapé Judia dentro da cidade de Rio Branco – AC como já citado não tem planejamento urbano e nesse tocante já partimos da verificação que existe a falta de infraestrutura básica nos locais, foi diagnosticado que se utiliza o Igarapé para banho, para lavar roupa e louças, para beber, para cozinhar e para a pesca com intuito de garantir renda para a família. Também temos como usos as atividades agrícolas, de pecuária bovina, indústrias, piscicultura, dentre outras

Existe o lançamento de efluentes sem o devido tratamento. O uso da terra da bacia é destinado à pecuária, agricultura mecanizada em larga escala projetos de assentamento, projeto de colonização e agricultura familiar ribeirinha.

Ao longo do curso do curso do Igarapé Judia é encontrado como possíveis poluidores um frigorífico que fica localizado em Senador Guiomard – AC.

O bairro Cidade do Povo localizado na cidade de Rio Branco - AC, obra não prevista no Plano Diretor 2000/2020, foi construído dentro de uma área de proteção de manancial que é o Igarapé Judia, e hoje com 15 mil habitantes tem seus efluentes lançados diretamente no manancial, a cidade tem projeto de tratamento de efluentes, no entanto, não está sendo executado, em virtude de falta de manutenção.

A prática da piscicultura é um uso preocupante na bacia, principalmente pelo represamento de áreas de nascente na zona rural de Senador Guiomard, constando que a ração dos peixes é rica em fósforo, principal poluidor de rios.

Em Senador Guiomard - AC tem-se a contaminação química por causa da piscicultura, e o desvio do curso do rio, além de prejudicar as nascentes, podendo tornar as nascentes perenes em



nascentes intermitentes. Também ocorre em grande escala a pecuária que promove o desmatamento, principalmente, da mata ciliar, provocando assim, o assoreamento do leito do rio, a compactação do solo que diminui a infiltração da precipitação e assim diminui a recarga do aquífero. Quando se fala sobre a agricultura mecanizada o problema é poluição química, pois essa agricultura promove o uso de agrotóxicos que escoam diretamente para o leito do rio.

A agricultura, segundo Brito et al. (2005), é tida como a principal consumidora e uma das principais poluidoras dos recursos hídricos, sendo a salinidade e a contaminação por nitrato os principais indicadores de poluição das águas. Segundo Resende (2002), o uso excessivo ou o manejo inadequado de fertilizantes, podem acarretar o enriquecimento das fontes hídricas, promovendo a eutrofização de suas águas, com sérios prejuízos ao ambiente e à própria saúde humana.

Ainda na Rio Branco – AC, outro problema encontrados é o processo de urbanização avançado, o qual é promovido sem planejamento urbano adequado, sendo assim, esse tipo de urbanização gera a impermeabilização do solo, diminuindo a infiltração em períodos de chuva e conseqüentemente aumentando o escoamento superficial, assim também gerando enchentes cada vez maiores, além de diminuir gradativamente a recarga do aquífero.

Outro fator negativo relacionado a ocupação é o lançamento de efluentes in natura, tendo em vista a falta de tratamento dos resíduos líquidos.

Associado a todos esses problemas percebidos na bacia do Igarapé Judia, pode-se inferir que a impermeabilização de maior parte da bacia, pode promover uma alteração significativa no regime de vazão do Igarapé.

Considerando o exposto, o planejamento deve ser um processo contínuo de julgamentos e decisões para atender a novas situações em um futuro, que somente será possível com a integração social. Adotando a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, SANTOS (2005), propõe a criação de um Comitê de Bacia Hidrográfica do Igarapé Judia. Segundo o próprio autor, uma vez implantado o Comitê, terá como pressupostos: racionalizar o uso, a quantidade de água disponível para cada categoria de consumidor inserido na bacia, financiar projetos de saneamento (instalação de rede de coleta e tratamento de esgoto), de educação ambiental (ampliar os conhecimentos referentes à importância da conservação da água através da inclusão social dos habitantes usuários), e prestar assistência aos municípios de Rio Branco e Senador Guimard/AC, integrantes dessa mesma bacia.

Nesse sentido, o Planejamento da conservação da natureza e uso adequado dos recursos naturais da bacia, segundo Rando et al. (2016), é essencial, visando minimizar o conflito entre os usos múltiplos na bacia. Ao mesmo tempo, a busca pela participação da sociedade civil no processo de tomada de decisões é necessária, e trará legitimidade para as ações presentes e futuras.



| CONCLUSÕES |

A caracterização da bacia hidrográfica é primordial para a recomendação de práticas sustentáveis de uso e ocupação da bacia.

De acordo com os parâmetros morfométricos avaliados, a bacia do Igarapé Judia é moderadamente drenada e apresenta baixa densidade de rios. Tem formato estreito e alongado, caracterizando-a como uma bacia de baixa a média propensão a enchentes. Por sua vez, a série histórica de precipitação da bacia permite vislumbrar que os picos de precipitação estão compreendidos entre os meses de outubro e abril, gerando pico de vazão, o que pode ser mitigado pela morfometria da bacia, que facilita a dispersão do hidrograma de escoamento.

A bacia engloba 9 bairros, e vem sofrendo interferência direta do crescimento populacional, por atividades antrópicas apresentando regiões altamente compactadas e impermeabilizadas devido à remoção da vegetação influenciada pelo aumento da urbanização e para a abertura de áreas de pastagem, agricultura mecanizada e barramentos para tanques de piscicultura.

Desse modo, visto que a avaliação prévia da área e o conhecimento das características físicas e hidrológicas, bem como, do grau de degradação e vulnerabilidade são fundamentais para a tomada de decisão e escolha do mecanismo de ação mais adequado às condições da área em estudo, espera-se que, a melhor compreensão dos riscos ecológicos aos quais a região está submetida possa auxiliar na tomada de decisão quanto à definição dos tipos de ações necessárias para evitar ou minimizar impactos negativos, quer seja adotando medidas de recuperação ou agindo rapidamente para evitar sua maior degradação.

Agradecimentos

Os autores agradecem a agência Nacional das Águas (ANA), a coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), a Fundação Universidade Federal de Rondônia (UNIR), e sobretudo ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos - ProfÁgua, projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

ACRE, Brasil (2012). Plano Estadual de Recursos Hídricos. HSBC Climate Partnership. Governo do Acre, v. 1, p. 123.



- Acre. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Plano estadual de recursos hídricos do Acre – Rio Branco: SEMA, 2012. 243p. 1. Recursos hídricos. 2. Recursos hídricos – Plano estadual – Acre. I. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. II. Título.
- ANA, Agência Nacional de Águas, Brasil. HidroWeb. Séries Históricas. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/medicoes_historicas_abas.jsf. Acesso em: 15 de Setembro de 2019.
- ANTONELI, V. Thomaz, E. L. (2007). Caracterização do meio físico da Bacia do Arroio Boa Vista, Guamiranga. Caminhos de Geografia, Uberlândia, v. 8, n. 21 pg. 46-58.
- BRASIL. (1997). Ministério do Meio Ambiente. Lei Federal nº 9.433: 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, 9 jan. 1997.
- BRASIL. (2005). Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental Gestão do território e manejo integrado das águas urbanas. Brasília: Ministério das Cidades. 270p.
- BRITO, Luiza T. de L. et al. (2005). Influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da bacia hidrográfica do Rio Salitre. Rev. bras. eng. agríc. ambient., Campina Grande, v. 9, n. 4, p. 596-602.
- CARMO, L. F. Z. et al. (2015). Análise das vulnerabilidades ambientais das bacias hidrográficas do Rio Acre e do Igarapé Judia – Estratégias de adaptação a sub-bacia do igarapé Judia. Acre, p. 26
- CORREA, Ana Cristina Strava (2016). Apresentação “Expedição do Rio Acre”. Disponível em :< [https://www.fne.org.br /upload/documentos/apresentacoes/ExpedicaoAcre_AnaCorrea.pdf](https://www.fne.org.br/upload/documentos/apresentacoes/ExpedicaoAcre_AnaCorrea.pdf)>, acesso em 12 de maio de 2020.
- CPRM, Serviço Geológico do Brasil. Disponível em:< https://www.cprm.gov.br/sace/a_cre_caracteristica_s.php>. Acesso em 15 de Setembro de 2019.
- NASCIMENTO, F. I. C. (2010). Dinâmica de Uso da Terra em Região de Bacia Hidrográfica: O Caso do Igarapé Judia – AC, Brasil. Rio Branco: UFAC, p.45.
- RANDO, A. S.; GALVÃO, A. S. (2016). Gestão dos recursos hídricos no acre e a implantação dos seus instrumentos. Redes (St. Cruz Sul, Online), v. 21, nº 2, p. 29 - 48, maio/ago.
- RESENDE, A.V. (2002). Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Brasília: EMBRAPA Cerrados. 29p.
- SANTOS, W. L. (2005). O processo de urbanização e impactos ambientais em bacias hidrográficas: o caso do Igarapé Judia -
- ACRE - BRASIL. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais). Universidade Federal do Acre, Rio Branco.
- SANTOS, W. L. (2013). Dinâmica Hidrogeomorfológica em Bacia de Drenagem: Efeitos do Uso da Terra e a Determinação Biogeoquímica no Sudoeste Amazônico – Acre – Brasil. Dissertação (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Minas.
- SANTOS, W. L. Dinâmica Hidrogeomorfológica em Bacia de Drenagem: Efeitos do Uso da Terra e a Determinação Biogeoquímica no Sudoeste Amazônico – Acre – Brasil. 2013. Dissertação (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Minas.
- SEMA, Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Plano estadual de recursos hídricos do Acre – Rio Branco: SEMA, (2012). Disponível em: <https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/miolo_com_capa_1_relatorio_bacia_judia_wwf_fina_l_2_rio.pdf>. Acesso em: 15 de Setembro e 2019.



SILVA, J. R. T. et al. (1995). Pedologia: uma visão sintética. Rio Branco: Universidade Federal do Acre. 1995. P. 124.

SILVA, J. R. T. et. al., (1995). Pedologia: uma visão sintética. Cadernos da Universidade Federal do Acre: UFAC.

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

ZEE, Acre. (2000). Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. p. 179.



MAPEAMENTO DE ÁREAS CRÍTICAS, EM DECORRÊNCIA DE EROÇÃO LAMINAR, NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS SÃO FRANCISCO FALSO E SÃO FRANCISCO VERDADEIRO, REGIÃO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ.

| ID 15728 |

¹Fábio Luiz Fronza, ²Adelmo Lowe Pletsch, ³Anderson Sandro da Rocha

¹Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: fabio_fronza@hotmail.com; ²Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: adelmo@utfpr.edu.br; ³Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), e-mail: andersonrocha@utfpr.edu.br

| RESUMO |

Atualmente um dos maiores problemas observados pelos gestores de bacias hidrográficas consiste no controle da erosão. Diversos estudos aplicam, por meio de técnicas de geoprocessamento em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), a modelagem utilizando a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), que por sua vez consiste em um modelo amplamente difundido para a estimativa de perda de solo por erosão laminar. Os resultados obtidos por meio da espacialização da EUPS, no entanto, podem tornar-se subjetivos ao proceder com uma análise de contexto simples: seria a estimativa de perda de solos calculada admissível para determinado tipo de solo, no contexto da análise? Em outras palavras: em determinado local, a estimativa de perda de solos calculada (A) é inferior ou superior à sua tolerância natural de perda de solos? Para encontrar as respostas desses questionamentos realizam-se os estudos acerca da Tolerância de Perda de Solos (T), que por sua vez refere-se ao nível máximo da taxa de perda de solo por erosão que ainda permitirá uma produtividade agrícola de alto nível, e que seja sustentável econômica e indefinidamente. A partir da combinação das informações sobre a estimativa de perda de solos obtidas a partir da espacialização da EUPS, e da determinação dos respectivos valores de T de uma determinada região, em ambiente SIG é possível identificar as áreas críticas, ou seja, as áreas onde os valores da erosão são superiores aos valores da tolerância de perda de solos ($A > T$). Essas áreas são de extrema importância para o gestor, que deverá avaliar as características geoambientais locais bem como as formas de uso e manejo do solo para mitigar os efeitos da erosão. Nesse caso, a utilização de aeronaves remotamente pilotadas, popularmente conhecidas como drones, pode ser muito útil para a identificação da evolução das formas de erosão, de laminar para linear, até os processos de ravinamento e voçorocas, bem como do uso e ocupação do solo e práticas de manejo. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo mapear as áreas críticas, em decorrência da erosão laminar, na Bacia do Rio São Francisco Falso (BSFF) e Bacia do Rio São Francisco Verdadeiro (BSFV), situadas na BP3, região oeste do Estado do Paraná. Utilizou-se as cartas da EUPS e da tolerância de perda de solos (T) já elaboradas por Fronza (2019), referentes as BSFF e BSFV, para a realização dos procedimentos descritos neste estudo e também na discussão dos resultados. A determinação das áreas críticas foi realizada por meio de álgebra de mapas, na calculadora raster do QGis, a partir da relação $AC = T - A$. A partir da elaboração da carta de áreas críticas selecionou-se, para cada sub-bacia, três locais onde realizou-se a captura de imagens aéreas, com técnicas de aerofotogrametria, para obtenção do ortomosaico (imagem aérea ortorretificada de altíssima resolução) para posterior identificação e validação visual (qualitativa) da ocorrência de erosão. A partir do desenvolvimento do estudo pode-se concluir que, apesar da maior parte da área de estudo apresentar baixos valores de A, concentrados na faixa mínima de 0 a 2,50 t ha⁻¹ ano⁻¹, cerca de 21,55% caracterizaram-se como áreas críticas, sendo que



por meio da validação e verificação *in loco* constatou-se a ocorrência de erosão, inclusive em estágio avançado (erosão linear), nos locais mapeados com a utilização de *drone*. Regiões de baixa e média vertentes, distribuídas pelos setores de baixo, médio e alto curso das BSFF e BSFV, que caracterizam as regiões marginais aos cursos hídricos e ocorrem os Nitossolos, bem como locais onde o relevo é dissecado e ocorrem solos mais rasos como os Neossolos, são os locais onde os valores de A são mais elevados e, conseqüentemente, onde concentram-se a maior partes das áreas críticas. Observou-se que onde realizam-se práticas de manejo e conservação do solo, como o de cultivo em nível, plantio direto e descompactação do solo, além da correta manutenção e manejo das matas ciliares, a erosão do solo é reduzida.

Palavras-chave: Drones; Equação Universal de Perda de Solos (EUPS); Geoprocessamento.

| INTRODUÇÃO |

Na gestão e manejo de bacias hidrográficas é de suma importância que o gestor possa lançar mão de técnicas e metodologias que permitam uma análise precisa de grandes extensões de área, com rapidez, precisão e que possibilitem a tomada de decisão.

O geoprocessamento, nesse sentido, torna-se uma ferramenta de grande aplicabilidade. De acordo com Oliveira et al. (2008), por meio das técnicas e conceitos cartográficos e também do sensoriamento remoto, além do uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) para o cruzamento de diversas informações, é possível que se obtenha uma visão mais ampla e precisa do local de estudo com maior facilidade e em tempo reduzido.

Atualmente um dos maiores problemas observados pelos gestores de bacias hidrográficas consiste no controle da erosão. Em seu estudo, Castro et al. (2013) apontam que a prática de atividades agropecuárias, remoção da cobertura vegetal natural do solo, degradação de matas ciliares, utilização da água e alteração do curso de rios são comumente caracterizados como agentes de fomento aos processos naturais de erosão e transporte de sedimentos em uma bacia hidrográfica.

Diversos estudos aplicam, em ambiente SIG, a modelagem utilizando a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), que consiste em um modelo de predição para perda de solos médias em períodos longos e condições específicas, sendo que a equação exprime, por meio de seis variáveis ambientais e de manejo, os principais fatores que influenciam a erosão hídrica laminar em determinada região (CEMIN et al., 2013).

A EUPS é um modelo amplamente difundido para a estimativa de perda de solo, uma que vez que se apresenta como ferramenta prática por utilizar variáveis de fácil obtenção, sendo considerada de boa aplicabilidade e estimativa, capaz de fornecer parâmetros para o planejamento do uso e ocupação do solo (MIQUELONI et al., 2012), que originalmente foi desenvolvida a partir da análise



de uma série histórica de dados de chuva juntamente a análises de erosão em diferentes tipos de solo por meio do uso de um simulador de chuvas (FFOLLIOTT et al., 2013).

Por sua vez, as variáveis, também chamadas de fatores, da EUPS são: R, erosividade das chuvas ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); K, erodibilidade dos solos ($\text{t ha h ha}^{-1} \text{ MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); LS, comprimento de rampa (m) e declividade (%); C, forma de uso e cobertura da terra; P, práticas conservacionistas observadas.

Pode-se dizer que os fatores R, K, e LS dependem das características naturais da área em estudo, variando de acordo com as alterações provenientes de agentes ambientais (clima, tipo de solo, índice de precipitação pluviométrica e características de relevo), enquanto que C e P correlacionam-se com as formas de uso e ocupação dessa área (ocorrência ou presença de cobertura vegetal, programas ou políticas de conservação, planejamento para parcelamento e uso adequado do solo de acordo com suas aptidões, entre outros) (TOMAZONI; GUIMARÃES, 2005).

Os resultados obtidos por meio da especialização da EUPS, no entanto, podem tornar-se subjetivos ao proceder com uma análise de contexto simples: seria a estimativa de perda de solos calculada admissível para determinado tipo de solo, no contexto da análise? Em outras palavras: em determinado local, a estimativa de perda de solos calculada é inferior ou superior à sua tolerância natural de perda de solos?

Para encontrar as respostas desses questionamentos, foram realizados os estudos acerca da Tolerância de Perda de Solos (T), que por sua vez refere-se ao nível máximo da taxa de perda de solo por erosão que ainda permitirá uma produtividade agrícola de alto nível, e que seja sustentável econômica e indefinidamente (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Essa definição pode, também, se estender à questão ambiental, onde a tolerância de perda de solo compreende o nível máximo de perda de solo por erosão sem comprometer sua qualidade ambiental e processo de pedogênese, de maneira a evitar sua degradação que está ligada às questões do aumento do escoamento superficial e assoreamento dos corpos hídricos.

A definição do grau de tolerância de perda de diferentes tipos de solo depende, principalmente, das suas propriedades intrínsecas (tipo de solo) além de sua profundidade e topografia do local (BONIFÁCIO et al., 2017).

De acordo com Ffolliott et al. (2013), valores de T entre 2,5 a 12,5 $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ são comumente utilizados em estudos do gênero. Geralmente atribui-se um único valor de T para cada tipo de solo devido às suas características intrínsecas. No entanto, também é possível atribuir um segundo valor de T para solos onde a erosão diminuiu a sua espessura, reduzindo sua capacidade de enraizamento efetivo e produção de biomassa.

De acordo com Mannigel et al. (2002), a tolerância de perda de solos (T) pode ser calculada em $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, para cada sub-horizonte do solo considerado, utilizando-se as seguintes variáveis: h,



espessura do horizonte considerado (m); D_s , densidade do solo ($t\ m^{-3}$); f , fator de conversão inerente à variação textural.

Em seu estudo, Mannigel et al. (2002) determinaram os valores de T para os diferentes tipos de solo do Estado de São Paulo. Foi observado que os valores de T variaram na faixa de 2,68 a 14,70 $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, ou seja, encontram-se de acordo e muito próximos daqueles propostos por Ffolliott et al. (2013), de 2,5 a 12,5 $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$. Mannigel et al. (2002) ainda reafirmam que tais valores estão também em consonância com outros valores previamente publicados para o Estado de São Paulo, onde Lombardi Neto e Bertoni (1975) citam uma faixa de T entre 4,2 a 15,0 $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$.

Essa variação na faixa dos valores de T observada pelos autores consiste nos valores extremos, de máximo e mínimo, para cada tipo de solo. Valores de T mais próximos ao mínimo correspondem às perdas toleradas para solos mais rasos ou frágeis, como os Neossolos, enquanto valores mais próximos ao máximo correspondem às perdas toleradas por solos mais profundos e intemperizados, como os Latossolos e Nitossolos.

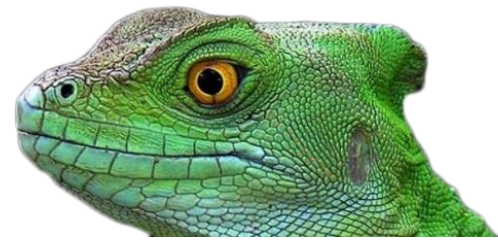
A partir da combinação das informações sobre a estimativa de perda de solos obtidas a partir da espacialização da EUPS, e da determinação da respectiva tolerância de perda de solo de uma determinada região, em ambiente SIG é possível identificar as áreas críticas, ou seja, as áreas onde os valores da erosão são superiores aos valores da tolerância de perda de solos.

Essas áreas são de extrema importância para o gestor, que deverá avaliar as características geoambientais locais bem como as formas de uso e manejo do solo para mitigar os efeitos da erosão.

Nesse caso, a utilização de aeronaves remotamente pilotadas, popularmente conhecidas como *drones*, têm sido utilizadas para mapear e auxiliar na caracterização ambiental em diversos estudos. Especificamente no caso dos estudos sobre erosão, pode ser muito útil para a identificação da evolução das formas de erosão, de laminar para linear, até os processos de ravinamento e voçorocas, bem como do uso e ocupação do solo e práticas de manejo, de maneira que o gestor pode utilizar essa tecnologia para validar os resultados obtidos por meio dos mapeamentos preliminares elaborados exclusivamente em ambiente SIG, para concluir o diagnóstico das áreas críticas previamente identificadas.

Na Bacia do Paraná 3 (BP3), localizada na região oeste do Estado do Paraná, o uso do solo é intensivo e extremamente mecanizado, além de possuir ampla ocupação antrópica devido às grandes distribuições de áreas urbanas e uma população rural significativa.

Por abrigar o reservatório de Itaipu, na BP3 são desenvolvidos e aplicados programas e metodologias voltadas às práticas de controle da erosão do solo e preservação de matas ciliares, principalmente controle do aporte de sedimentos no reservatório, para que o assoreamento seja reduzido e a vida útil da usina de Itaipu seja otimizada (ROCHA E BADE, 2018).



Os estudos que permitam identificar as regiões de maior potencial erosivo, bem como as áreas críticas, onde a estimativa de erosão é superior à tolerância de perda de solo, na BP3 como um todo ou em suas sub-bacias tornam-se, portanto, extremamente úteis ao que tange seus planejamentos físico-territoriais.

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo mapear as áreas críticas, em decorrência da erosão laminar, na Bacia do Rio São Francisco Falso (BSFF) e Bacia do Rio São Francisco Verdadeiro (BSFV), situadas na BP3, região oeste do Estado do Paraná.

Localização da Área de Estudo

A área de estudo abrange as sub-bacias hidrográficas do Rio São Francisco Falso e Rio São Francisco Verdadeiro, que localizam-se na região Oeste do Estado do Paraná, entre os vértices $54^{\circ}23'24''$ W; $24^{\circ}30'36''$ S, $53^{\circ}25'12''$ W; $24^{\circ}30'36''$ S, $54^{\circ}23'24''$ W; $25^{\circ}11'60''$ S e $53^{\circ}25'12''$ W; $25^{\circ}11'60''$ S, e encontram-se inseridas na unidade hidrográfica do Paraná 3 (Bacia do Paraná 3 - BP3), como pode ser observado na Figura 1.

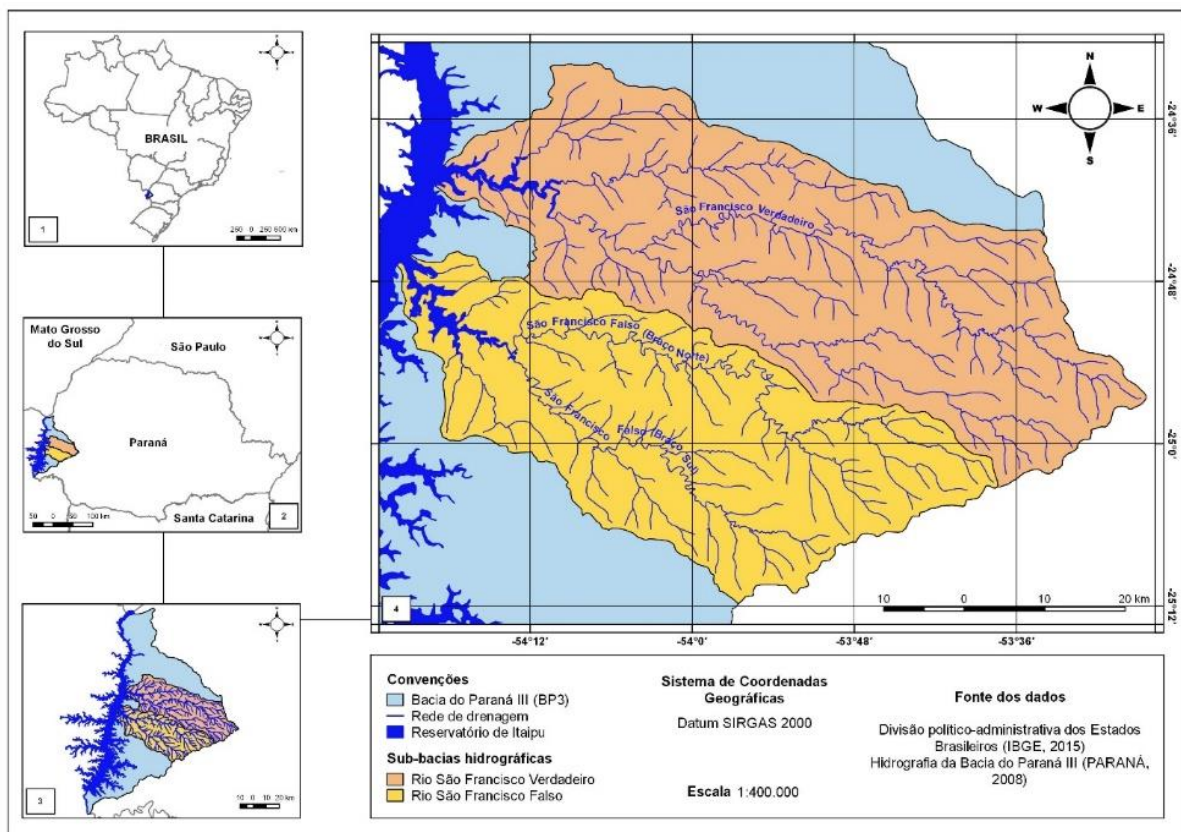


Figura 1: Localização das sub-bacias dos Rios São Francisco Falso e Verdadeiro



As bacias dos rios São Francisco Verdadeiro (BSFV) e São Francisco Falso (BSFF), caracterizam-se como as principais da unidade hidrográfica do Paraná 3. A BSFV compreende uma área de 2.222,81 km², que corresponde a 27,79% da unidade, enquanto que a BSFF abrange uma área de 1.704,79 km², que representa cerca de 21,31% da Bacia o Paraná 3.

Abrangem, de maneira geral, 17 municípios: Cascavel, Céu Azul, Diamante D'Oeste, Entre Rios do Oeste, Marechal Cândido Rondon, Matelândia, Missal, Ouro Verde do Oeste, Pato Bragado, Quatro Pontes, Ramilândia, Santa Helena, Santa Tereza do Oeste, São José das Palmeiras, São Pedro do Iguçu, Toledo e Vera Cruz do Oeste.

Com exceção de Cascavel, Marechal Cândido Rondon, Santa Helena e Toledo, todos os outros municípios apresentam populações próximas ou inferiores a 10.000 habitantes, com densidade demográfica abaixo da média paranaense, que em 2010 foi estimada em 52,40 hab km⁻² (IBGE, 2018).

A região como um todo apresenta economia fortemente voltada às atividades agroindustriais. Ao somar-se o valor bruto nominal da produção agropecuária de 2016 dos municípios de Cascavel e Marechal Cândido Rondon, atinge-se um valor superior a 2,6 bilhões de reais (IPARDES, 2018).

Ao verificar-se, para estes mesmos dois municípios, os financiamentos à agropecuária realizados em 2017, observa-se um valor de aproximadamente 1,07 bilhões de reais (IPARDES, 2018).

| MATERIAL E MÉTODOS |

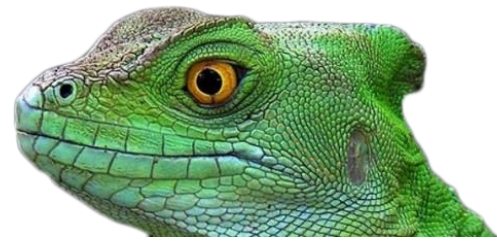
Todos os procedimentos envolvendo técnicas de geoprocessamento foram realizados em ambiente SIG, no software de livre acesso QGis 2.18.17.

Utilizou-se as cartas da EUPS e da tolerância de perda de solos (T) já elaboradas por Fronza (2019), conforme pode ser observado nas Figuras 2(a) e 2(b), bem como as cartas de declividade, pedologia, e uso e ocupação do solo, referentes as BSFF e BSFV, para a realização dos procedimentos descritos neste estudo e também na discussão dos resultados.

A EUPS pode ser calculada por meio da Equação 1.

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (1)$$

Onde: A é a perda média anual de solo, em tonelada por hectare (t ha⁻¹); R, erosividade das chuvas (MJ mm ha⁻¹ ano⁻¹); K, erodibilidade dos solos (t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹); LS, comprimento de



rampa (m) e declividade (%); forma de uso e cobertura da terra; P, práticas conservacionistas observadas.

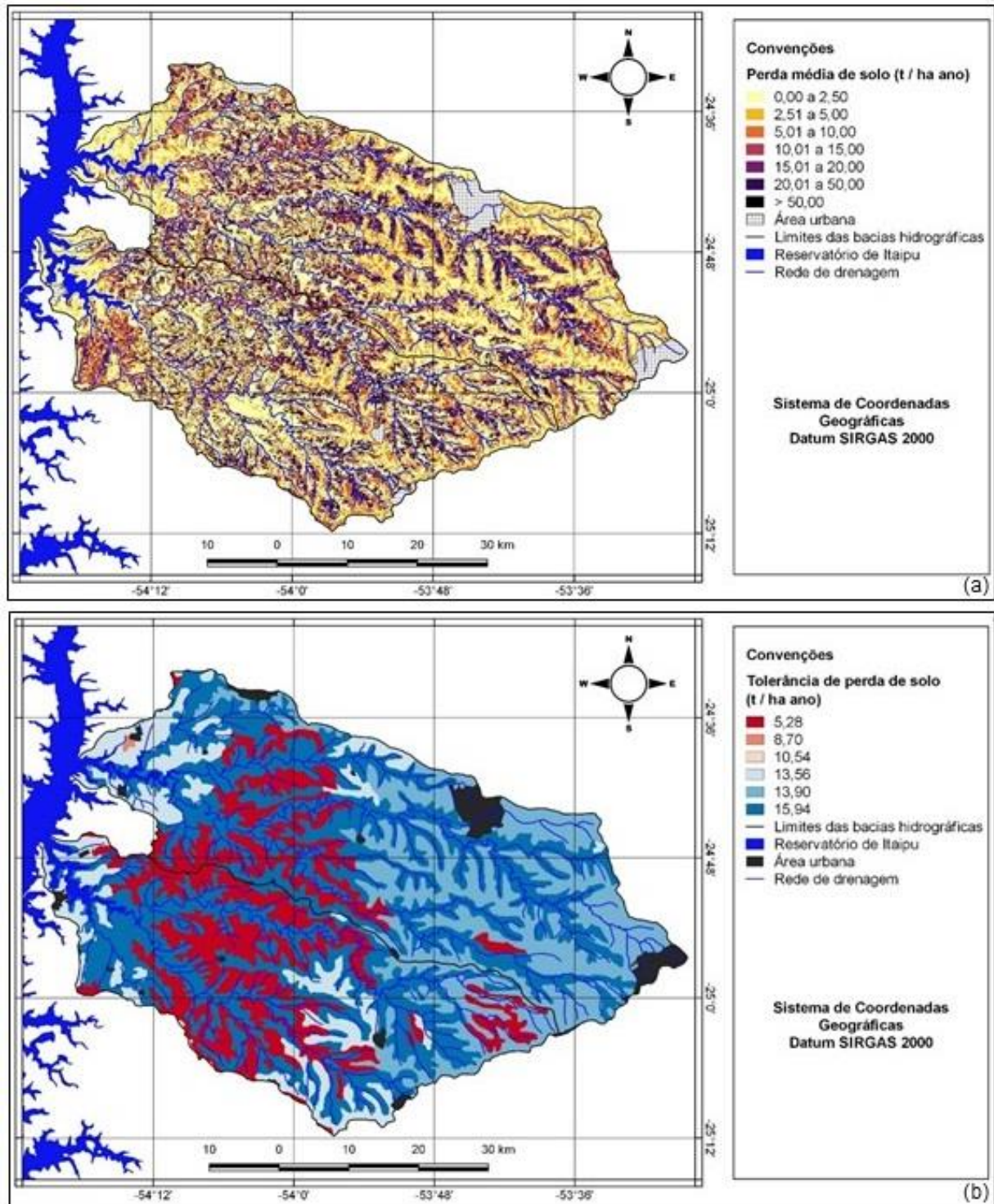


Figura 2: Cartas da EUPS (a) e tolerância de perda de solos (b) das BSFF e BSFV



Primeiramente, utilizando-se das cartas de declividade e uso ocupação do solo, procedeu-se com a manipulação dos dados de maneira a sobrepor em uma única carta os remanescentes vegetais, obtidos a partir do mapeamento do uso e ocupação da terra, com as áreas onde a declividade é forte ou muito forte ($> 20\%$), para se proceder com uma análise comparativa entre a vegetação e a dissecação do relevo.

A determinação das áreas críticas (AC), onde a estimativa de erosão calculada a partir da EUPS (A) é maior que a tolerância de perda de solos (T), foi realizada por meio de álgebra de mapas, na calculadora raster do QGis, a partir da Equação 2, de maneira que, do dado obtido como resultado, separou-se somente a fração com valores negativos para a confecção da carta de regiões críticas.

$$AC = (T - A) \quad (2)$$

Onde: AC correspondem às áreas críticas; T corresponde aos dados especializados da tolerância de perda de solos; e A corresponde aos dados especializados da EUPS.

A partir da elaboração da carta de áreas críticas selecionou-se, para cada sub-bacia, três locais onde delimitou-se uma área de aproximadamente 40 ha cada, divididas entre os setores de alto, médio e baixo curso, conforme indicado na Figura 3. Os critérios adotados na escolha foram: abranger os diferentes setores da bacia, possuir infraestrutura para acesso (proximidade de estradas e locais não restritos), abranger diferentes tipos de uso da terra (vegetação, agricultura, pastagem), apresentar diferentes tipos de solo e diferentes características topográficas e de declividade (alta, média e baixa declividade).

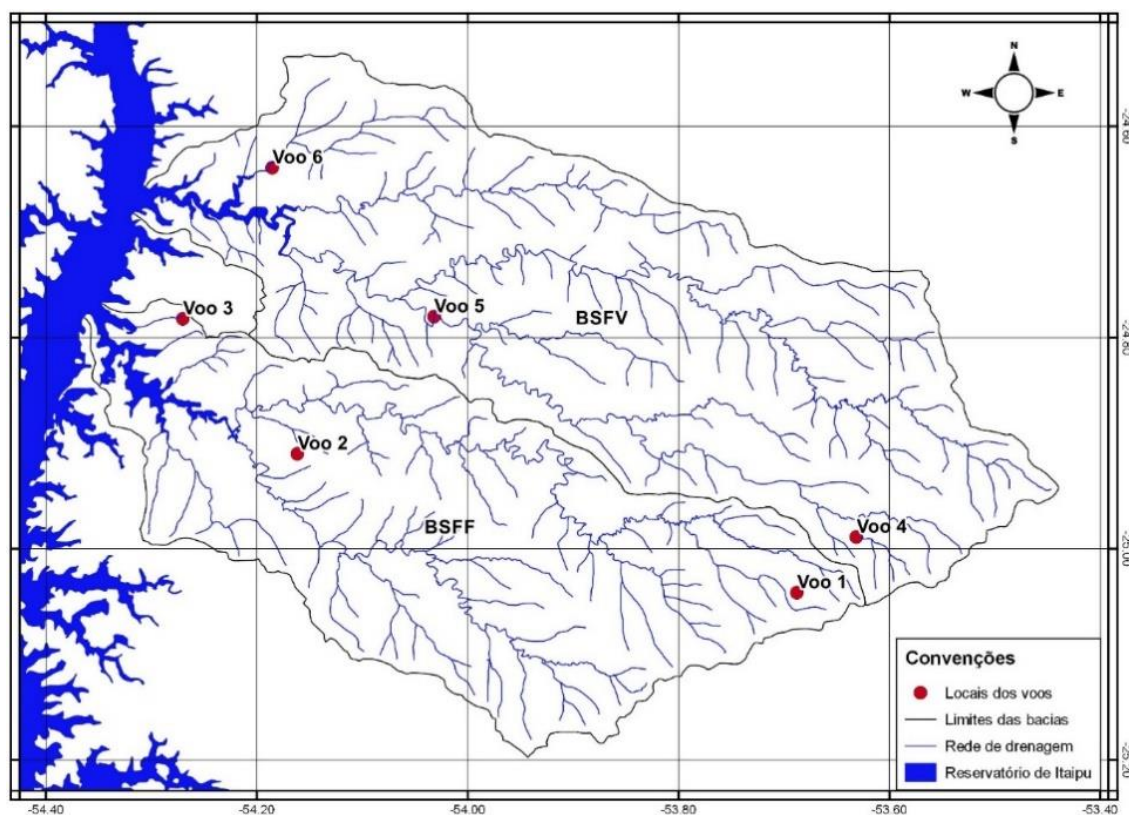


Figura 3: Indicação dos locais de realização dos aerolevantamentos com drone

Nas áreas selecionadas realizou-se a captura de imagens aéreas, com técnicas de aerofotogrametria, para obtenção do ortomosaico (imagem aérea ortorretificada de altíssima resolução) para posterior identificação e validação visual (qualitativa) da ocorrência de erosão. Para a realização do aerolevantamento foi utilizado um drone DJI Phantom 4 Pro. O software utilizado para a construção do plano de voo, definido com uma altura de 120 m, e sobreposição de imagens (frontal/lateral) de 70/70%, foi o DroneDeploy ®. Para o processamento das imagens obtidas e obtenção do ortomosaico foi utilizado a versão de testes do software Pix4DMapper ®. Após o processamento e obtenção do ortomosaico, todos os demais procedimentos de mapeamento foram realizados no QGis.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Por meio da análise da carta da EUPS (A), verifica-se que para ambas as bacias, a média de perda de solos concentra-se na faixa mínima, de 0 a 2,50 t ha⁻¹ ano⁻¹, considerados de baixo potencial,



sendo que em alguns locais apresenta valores de $50,00 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou mais, que caracteriza o potencial erosivo como fortemente alto.

De maneira geral, os valores mais elevados de A concentraram-se nas regiões de média e baixa vertente, que se distribuem por todos os setores das bacias e associam-se às áreas marginais aos corpos hídricos, e também se caracterizam por apresentar maior dissecação do relevo e solos do tipo Nitossolos. Por sua vez por valores mais baixos ocorreram nas regiões de alta vertente, onde o relevo é menos dissecado e ocorrem os Latossolos.

Ao analisar a carta da tolerância de perda de solos, verifica-se que o valor limite de T é de $15,94 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, ou seja, sem levar em consideração a distribuição espacial da EUPS, qualquer local que apresente valores de A superiores a $15,94 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ está teoricamente perdendo mais solo que capacidade natural de regeneração do local.

Verificou-se que, para solos mais jovens e rasos, predomina uma menor tolerância de perda de solos. Esse tipo de solo, neste estudo representado pelos Neossolos, encontra-se no setor intermediário (médio curso) das bacias, onde há menores valores de tolerância de perda ($5,28 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). Os Nitossolos, por sua vez, apresentaram os maiores valores de T ($15,94 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2017), para solos mais profundos é razoável assumir que, devido à presença de material subjacente favorável, a renovação do solo abaixo pode ser mais rápida, fato este que não ocorre em solos rasos.

Para o caso específico da disposição das áreas vegetadas das bacias, ao observamos a Figura 4, que consiste na sobreposição dos remanescentes vegetais obtidos a partir do mapeamento do uso e ocupação da terra da declividade forte ou muito forte ($> 20\%$), é possível proceder com uma análise comparativa entre a vegetação e a dissecação do relevo.

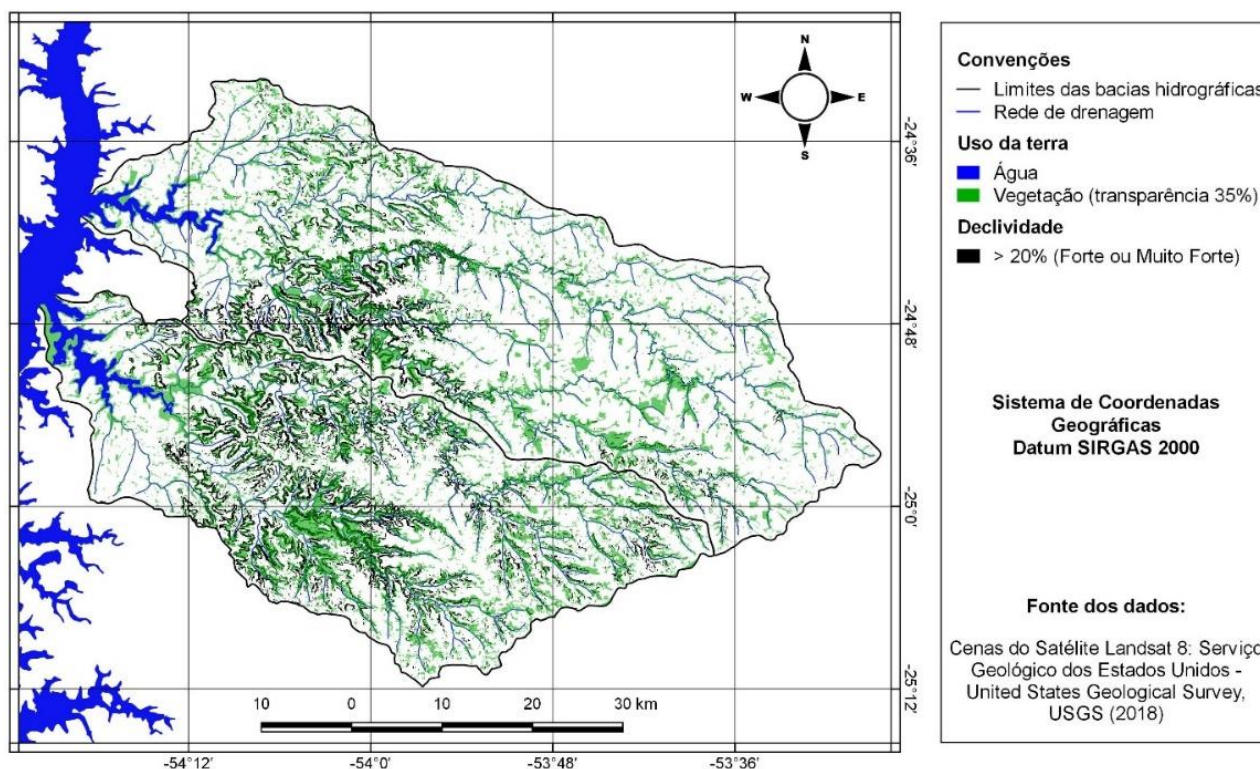


Figura 4: Carta de sobreposição entre relevo e remanescentes vegetais

No setor de médio curso, que apesar de compreender simultaneamente as regiões mais dissecadas e maiores faixas de vegetação, não necessariamente apresenta a disposição das áreas vegetadas nos locais mais declivosos.

Esse comportamento é recorrente, também, nos setores de alto e baixo curso, onde as faixas de vegetação acompanham os cursos hídricos. No entanto, é visível que em muitos trechos dos rios tributários aos cursos principais do Rio São Francisco Falso e São Francisco Verdadeiro ocorre a ausência de vegetação.

É evidente, portanto, que a disposição das áreas vegetadas (Reservas Legais, Áreas de Preservação Permanente, Unidades de Conservação, etc), apesar de constituírem 24,03% da área do estudo, e de ter ocorrido um aumento nessa fração de área no período de 1990 a 2011 (SILVA et al. 2015), não é de ocorrência ampla nos ambientes mais propícios à erosão (regiões declivosas e/ou marginais aos corpos hídricos).

É provável que o aproveitamento do solo para atividades agropecuárias seja o fator motivador dessa situação, tendo em vista que nas regiões marginais aos corpos hídricos há, de maneira geral, ocorrência dos Nitossolos, propícios para a agricultura. Já nas regiões de maior declive, onde a mecanização agrícola não é viável, os produtores recorrem ao uso do solo para pastagem.



Essas correlações permitem observar que mesmo na escala da bacia o mapeamento de uso e cobertura se apresenta compatível à realidade evidenciada em campo, demonstrando que a vegetação nem sempre está em ambientes naturalmente mais frágeis.

Quanto à fração das áreas críticas, onde a estimativa de perda de solos (A) é maior que a tolerância de perda de solos (T), ($A > T$), é de 20,51% para a BSFV e de 22,58% para a BSFF, ou seja, em média tem-se 21,55% da área em estudo com estimativa de erosão maior do que o limite tolerável. A carta de áreas críticas, observada na Figura 5, evidencia-se que as áreas críticas se concentram nos setores onde o relevo é mais dissecado e nas áreas de baixa vertente. Nos setores de baixo e alto cursos a predominância das áreas críticas ocorre próximas aos rios, tendo em vista que são locais onde a presença dos Nitossolos, que possuem maior erodibilidade, é mais marcante. Já no setor de médio curso a distribuição das áreas críticas é mais heterogênea, estando presentes de maneira marcante nas regiões de maior dissecação do terreno.

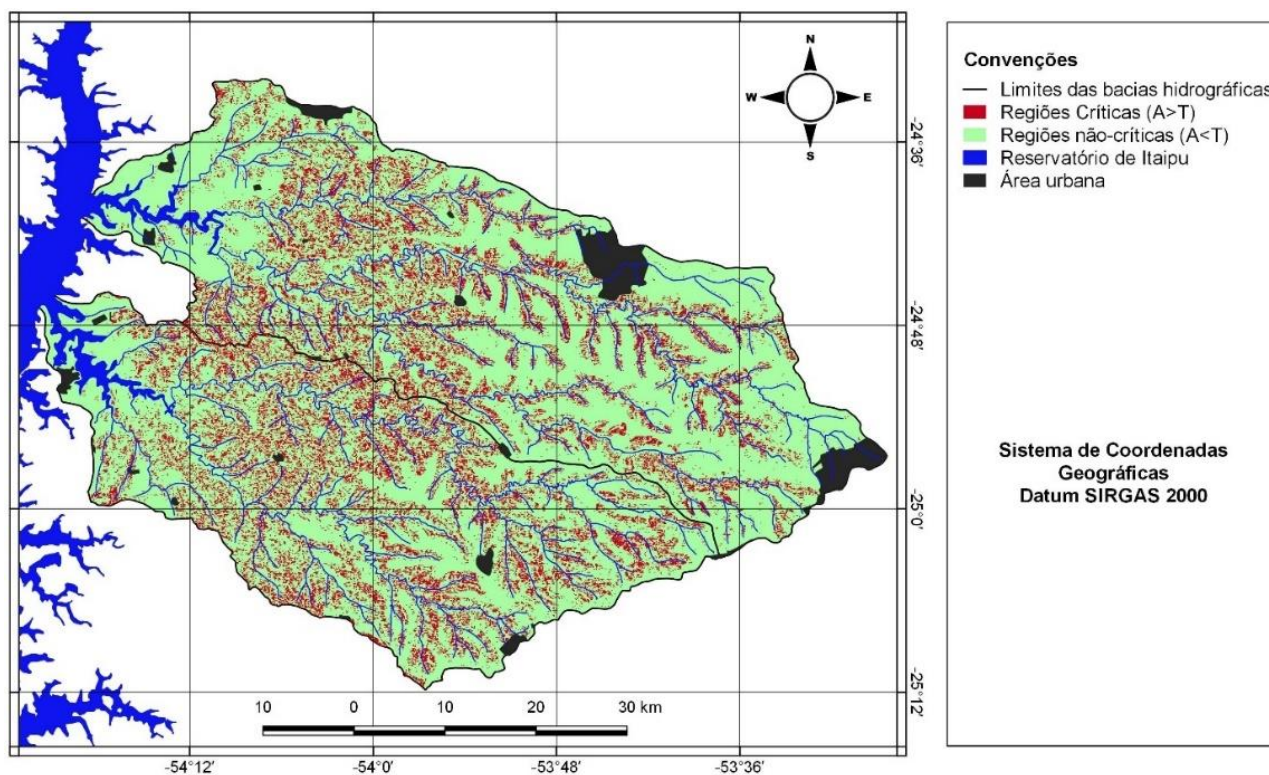


Figura 5: Carta de áreas críticas ($A > T$) das BSFV e BSFF

Durante a verificação in loco, realizada em campo, a partir da obtenção de imagens aéreas, pode identificar seis diferentes pontos de análise, sendo três pontos na BSFF (pontos 1,2,3) e três pontos na BSFV (pontos 4,5,6).



Com as verificações em campo das áreas críticas representativas, pode-se constatar a existência de diversos focos de erosão linear, estágio que sucede a erosão laminar, além da inexistência de matas ciliares para a proteção de determinados trechos dos corpos hídricos mapeados.

As verificações observadas em cada um dos pontos, com o auxílio do aerolevantamentos (voos), permitiu verificar as condições de uso e manejo do solo nas áreas críticas, frente ao controle e/ou instalação dos processos de erosão e degradação do solo ao longo dos três principais setores (alto, médio, baixo curso) das bacias.

No alto curso da Bacia do São Francisco Falso (Voo 1), observa-se na imagem (Figura 6) que a área possui um uso misto, variando entre agricultura, pastagem e vegetação.

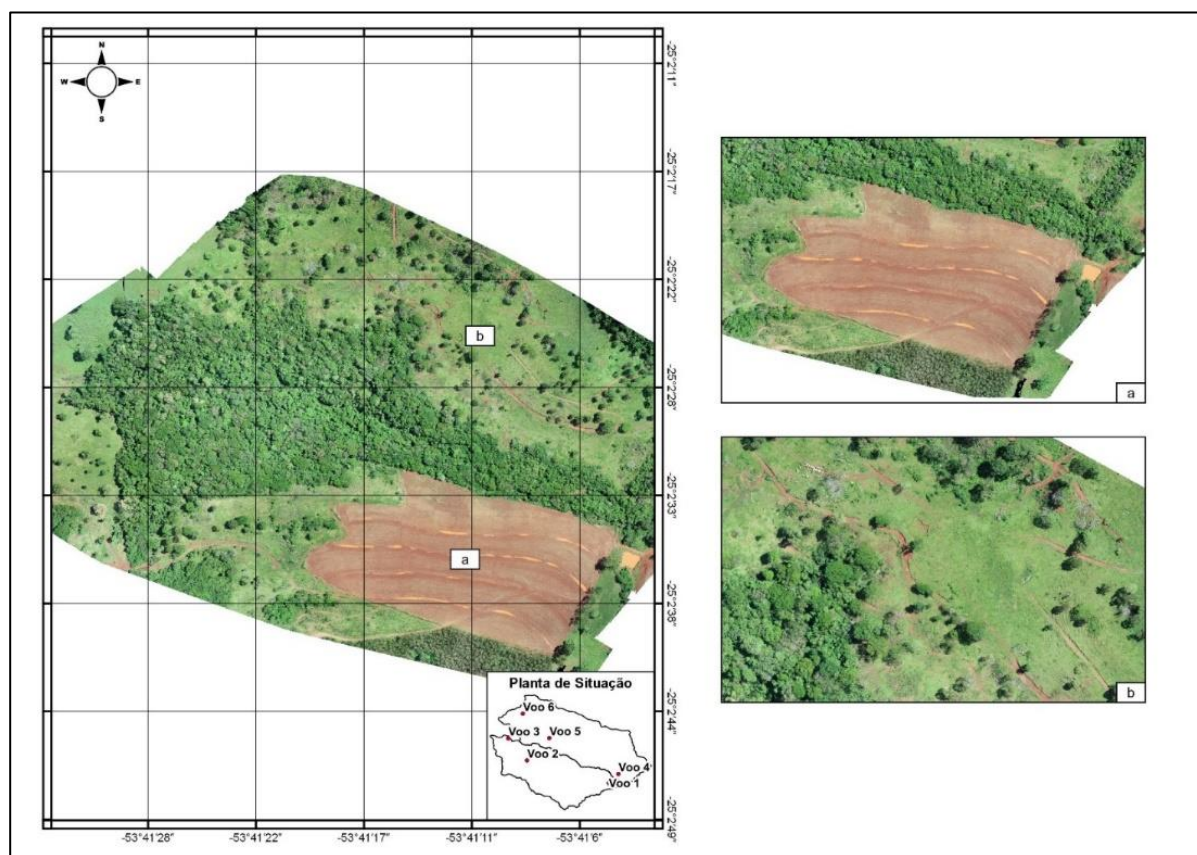


Figura 6: Imagem ortorretificada obtida via levantamento aéreo (Voo 1), com detalhes para os pontos (a) e (b)

O relevo no local é dissecado. Ao centro, a maior densidade vegetal tem por finalidade preservar a nascente de um rio. A mata ciliar se estende pela extensão do rio, mas diminui em densidade no sentido em que se afasta da nascente apresentando algumas pequenas aberturas, provavelmente para dessedentação animal, na região leste da imagem.



O ponto (a) caracteriza-se por apresentar acúmulos de água em solo exposto, utilizado para agricultura, promovidos pela adoção do plantio com curvas de nível. Nesse ponto não ocorrem indícios de erosão linear, reafirmando a importância das boas práticas de plantio e manejo. No ponto (b) observa-se a ocorrência de erosão linear (sulcos). Nessa região o uso do solo destina-se à criação animal. Um detalhe importante que também pode ser visualizado é a presença de diversos exemplares arbóreos, espalhados pelas regiões nordeste e noroeste da imagem, que sofreram derrubada.

Já no médio curso da bacia do São Francisco Falso (Voo 2), pode-se verificar o uso de pastagem. A área imageada (Figura 7) corresponde à uma região crítica, de relevo dissecado, onde o uso do solo se destina unicamente à criação de gado além de contar pequenas frações vegetais.

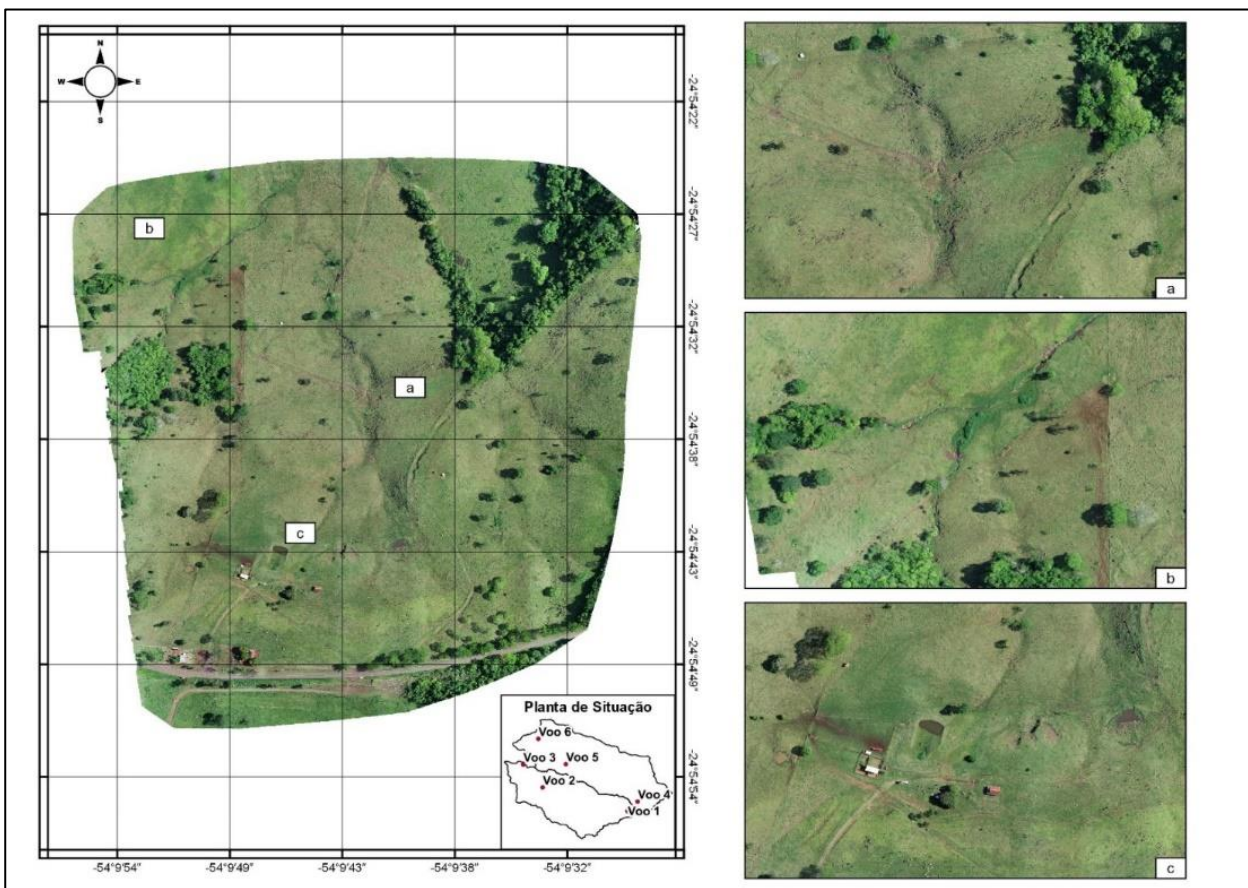


Figura 7: Imagem ortoretificada obtida via levantamento aéreo (Voo 2), com detalhes para os pontos (a), (b) e (c)

A ocorrência de erosão linear é evidente em diversos pontos da imagem. Destaque para os pontos (a), (b) e (c), que apresentam algumas particularidades quando comparados aos demais focos de erosão. No ponto (a), verifica-se que a característica do relevo e sinuosidade da fenda também se



remetem muito a de um rio. É provável que no passado tenha existido um córrego no local, que fora soterrado e/ou pisoteado pelos animais tendo em vista a não manutenção de matas ciliares. No ponto (b) fica evidente que a manutenção das matas ciliares não é adequada.

Dois córregos confluentes têm suas nascentes protegidas por pequenas áreas vegetais, mas estão totalmente desprovidos de matas ciliares. No ponto (c), por sua vez, visualizam-se três açudes para dessedentação animal. É provável que esses locais tenham sido nascentes de pequenos córregos, tendo em vista a sinuosidade e características do relevo no local (assim como no ponto (a)), vindo a ser escavados para a construção dos açudes, evidenciando a uso inadequado do solo e dos recursos hídricos, bem como o desrespeito à legislação ambiental em relação a proteção das nascentes e córregos.

No baixo curso da bacia do São Francisco Falso (Voo 3), pode-se verificar uso agrícola, pastagem e vegetação em ambientes de alto potencial erosivo. Na parte norte da imagem (Figura 8), acima da rodovia onde o terreno é menos dissecado, ocorrem alguns pequenos focos de erosão.

O manejo do solo é realizado utilizando-se técnicas de plantio direto e a adoção de curvas de nível, com predominância de uso para o plantio. Uma menor fração é também utilizada para pastagem. Por outro lado, na parte sul, onde há uma maior dissecação do terreno, verifica-se a ocorrência de três pontos com presença de erosão, denominados (a), (b) e (c). Nessas áreas pratica-se criação de gado, que pisoteiam o solo, propiciando que a erosão seja mais visível e acentuada. O terreno declivoso é característico de solos com um menor grau de pedogênese, ou seja, menos profundos. A incidência da chuva aliada ao solo descoberto e compactado pela ação do gado, é condição propícia para o escoamento superficial da água que causa o carregamento de partículas do solo. A erosão nos três pontos destacados já está em um nível avançado em relação à erosão laminar, tendo evoluído para erosão linear. Nos pontos (b) e (c), a erosão encontra-se em processo aparente de ravinamento, ou seja, de evolução da erosão linear para ravina. Nesses locais a força da enxurrada torna-se ainda maior, propiciando inclusive, o acúmulo de água conforme se observa no ponto (c).

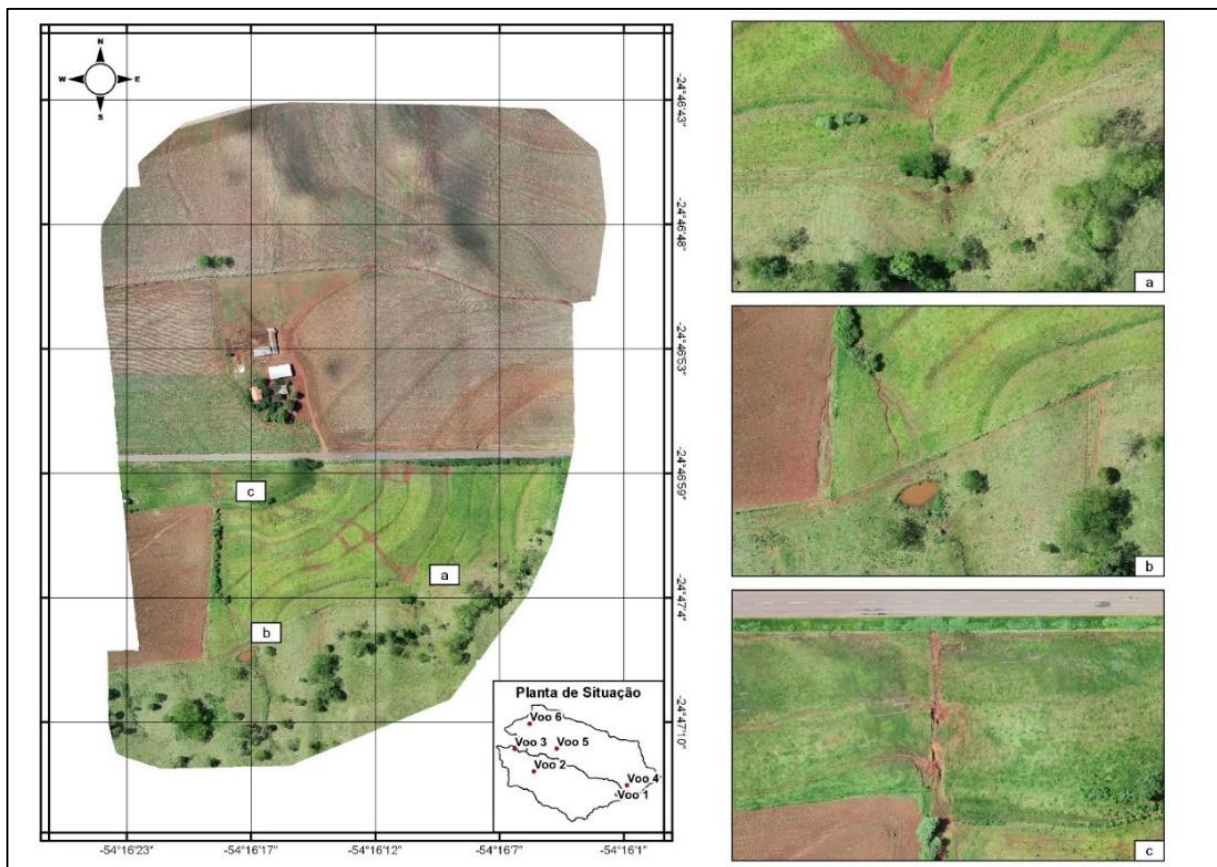


Figura 8: Imagem ortorretificada obtida via levantamento aéreo (Voo 3), com detalhes para os pontos (a), (b) e (c)

Por sua vez, no alto curso Bacia do São Francisco Verdadeiro (Voo 4), verifica-se uma área de uso misto (Figura 9), variando entre agricultura, pastagem e vegetação. Consiste em uma região de terreno dissecado.

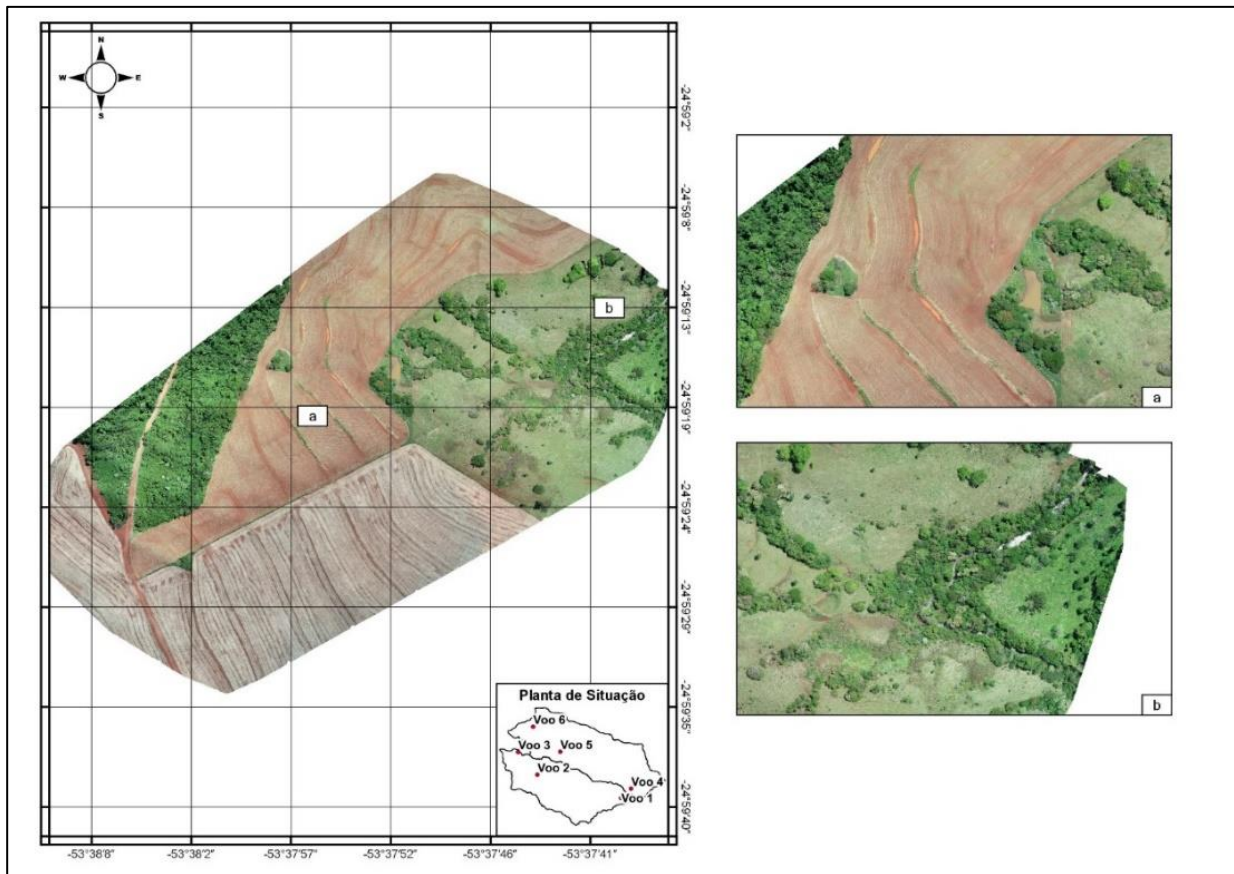


Figura 9: Imagem ortorretificada obtida via levantamento aéreo (Voo 4), com detalhes para os pontos (a), (b)

Não ocorrem focos evidentes de erosão, com exceção de alguns locais da parte destinada à pastagem. O uso do plantio em nível, aliado ao plantio direto, garantem boa proteção do solo, conforme se observa no ponto (a). Pode-se observar o acúmulo de água nos terraços, sem a ocorrência de sulcos. No ponto (b), verifica-se a utilização de terraços também nas áreas de pastagem, de maneira a propiciar a infiltração da água e reduzir os efeitos do escoamento superficial. O rio observado no detalhe apresenta uma densidade vegetal média, onde se observam alguns pequenos pontos de acesso, provavelmente para dessedentação animal.

No médio curso da Bacia do São Francisco Verdadeiro (Voo 5), verifica-se um uso destinado exclusivamente à pastagem e manutenção de vegetação (Figura 10). O terreno no local é levemente dissecado. No ponto (a), verifica-se a inexistência de mata ciliar para determinado trecho do rio. É provável que sejam pontos de acesso para dessedentação animal. A cor da água do rio também indica possível aporte de partículas de solo em decorrência da chuva, que confere à água cor marrom-avermelhada, característica dos solos basálticos da região. A ocorrência de erosão linear, em sulcos, é visível para toda a região à leste do rio, onde o solo possui cobertura por pastagem ou encontra-se descoberto, conforme se observa no ponto (b).

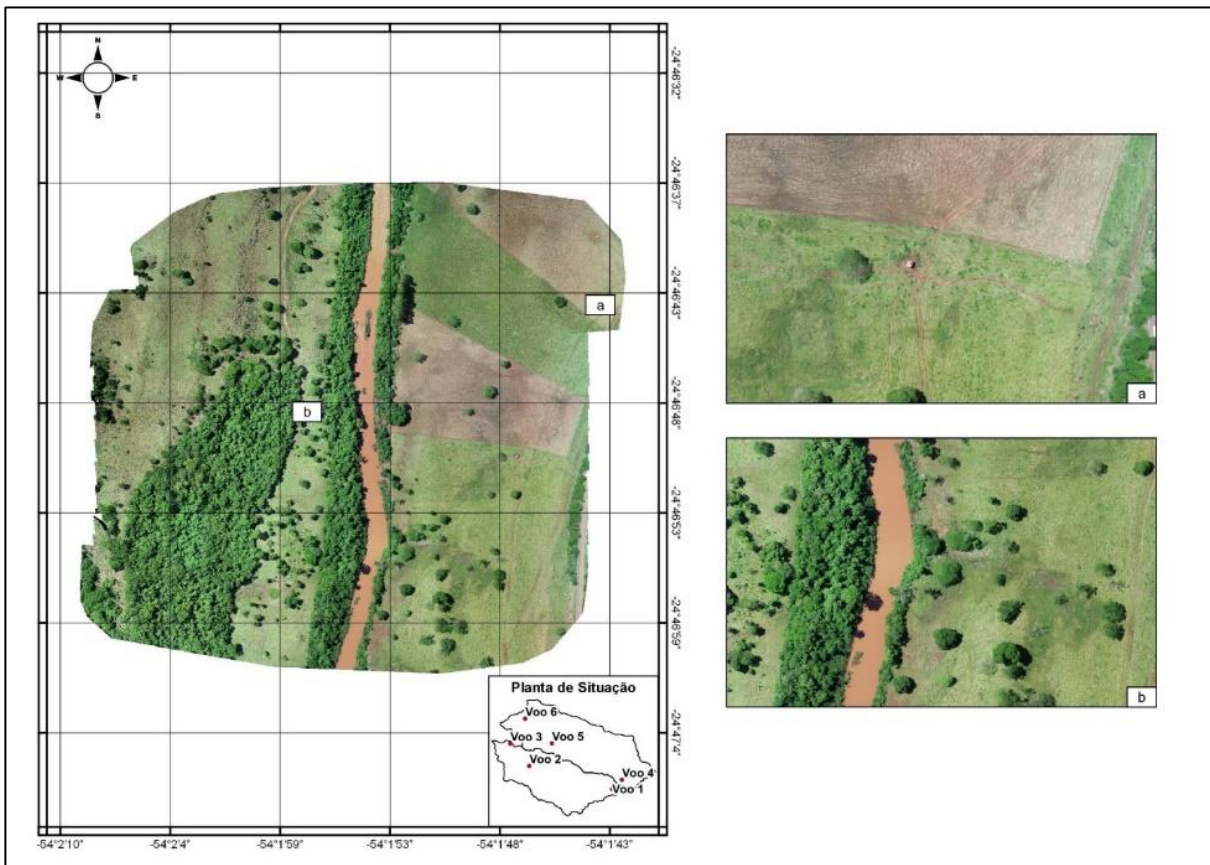


Figura 10: Imagem ortorretificada obtida via levantamento aéreo (Voo 5), com detalhes para os pontos (a), (b)

Por fim, no baixo curso da Bacia do São Francisco Verdadeiro (Voo 6), a área que pode ser visualizada imagem (Figura 11) caracteriza-se por ser de uma região com relevo dissecado.



Figura 11: Imagem ortorretificada obtida via levantamento aéreo (Voo 6), com detalhes para os pontos (a), (b)

As práticas de cultivo em nível e plantio direto têm contribuído para não haver a ocorrência de focos de erosão na região onde há agricultura conservacionista. No entanto no ponto (a) ainda verificam-se pequenos sulcos, no setor de maior declividade, devido à falta de curvas de nível em uma área de cultivo com relevo suave-ondulado, com declividade entre 6 e 12%. Nas regiões de pastagem com transição para agricultura, conforme se observa no ponto (a), há a ocorrência de erosão linear. Tanto no ponto (a) como no (b) pode-se verificar a ausência de vegetação nas regiões marginais ao rio, que deveriam ser destinadas à manutenção de mata ciliar. Há diversos pontos de acesso ao rio, provavelmente para dessedentação animal.

De maneira geral, foram verificadas algumas características principais, recorrentes em todas as áreas críticas mapeadas, que sinalizam para uma acentuação da erosão, que evolui de laminar para linear e, eventualmente, com ocorrência de sulcos e ravinas.

A prática de cultivo utilizando-se técnicas de plantio direto e curvas de nível, aparentemente, mostra-se eficiente no controle do escoamento superficial de água. Em situações de enxurradas, no entanto, é provável que essas técnicas não sejam eficazes no controle da erosão.



Foi verificado que a erosão é mais intensa nas frações de área destinada à pastagem, tendo em vista o terreno declivoso e o trânsito de animais. O solo, provavelmente raso nessas áreas, acaba sendo compactado e impedindo a infiltração da água, que acaba por escoar superficialmente. Nas áreas críticas onde não ocorrem curvas de níveis nos cultivos agrícolas a erosão também se faz presente. Diversos indícios de erosão linear na forma de sulcos, inclusive alguns em processo de ravinamento, foram observados, fato que evidencia que as práticas de controle aos processos erosivos precisam de maior atenção tanto na BSFV quanto na BSFF.

A manutenção de matas ciliares também se mostrou precária em diversos trechos dos corpos hídricos mapeados. Seja para o aproveitamento agropecuário (área útil; dessedentação animal) como para a agricultura, a faixa de mata destinada à proteção dos rios continua insuficiente apesar dos diversos programas de conservação já implementados na região, como o Cultivando Água Boa.

Desse modo, pode-se recomendar uma maior atenção para áreas de pastagem, de maneira que possua um manejo adequado para evitar a intensa compactação do solo por meio do pisoteio de gado, além de utilizar-se de tanques de dessedentação animal para evitar o acesso dos animais aos corpos hídricos, que incorre em diversas aberturas nas faixas de mata ciliar e consequente aporte de sedimentos oriundos da erosão do solo.

Para as áreas agrícolas é evidente a necessidade da adoção das práticas de manejo como o terraceamento em nível e o plantio direto. Essas práticas contribuem para a infiltração da água no solo, reduzindo o escoamento superficial e aporte de sedimentos aos corpos hídricos. No caso dos solos compactados pode-se, também, realizar outros tipos de manejo, como por exemplo, aqueles que buscam promover a descompactação do solo por diferentes meios: mecânico (implementos agrícolas), cultural (rotação de culturas) ou, biológico (adubação orgânica ou biológica).

Por fim, a manutenção e manejo das matas ciliares, que conferem a principal proteção para os corpos hídricos frente à erosão, deve ser vista como meta a ser atingida pelos proprietários das propriedades rurais. Ações de conscientização, fiscalização adequada por parte dos órgãos ambientais e utilização das práticas agrícolas de manejo devem ser intensificadas para que os produtores vejam a manutenção das matas ciliares não como uma ação onerosa, mas sim como um investimento futuro para a garantia de um meio ambiente de qualidade.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A partir do desenvolvimento do estudo pode-se concluir que, apesar da maior parte da área de estudo apresentar baixos valores de A , concentrados na faixa mínima de 0 a $2,50 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, cerca



de 21,55% da área apresentou A>T (áreas críticas), sendo que por meio da validação e verificação *in loco* constatou-se a ocorrência de erosão, inclusive em estágio avançado (erosão linear), nos locais mapeados com a utilização de *drone*.

Regiões de baixa e média vertentes, distribuídas pelos setores de baixo, médio e alto curso das BSFF e BSFV, que caracterizam as regiões marginais aos cursos hídricos e ocorrem os Nitossolos, bem como locais onde o relevo é dissecado e ocorrem solos mais rasos como os Neossolos, são os locais onde os valores de A são mais elevados e, conseqüentemente, onde concentram-se a maior partes das áreas críticas.

Observou-se que onde realizam-se práticas de manejo e conservação do solo, como o de cultivo em nível, plantio direto e descompactação do solo, além da correta manutenção e manejo das matas ciliares, a erosão do solo é reduzida. Ressalta-se, nesse caso, a importância da manutenção e recuperação das Áreas de Preservação Permanente (APP's), para fins de conservação do solo e preservação dos recursos hídricos.

De maneira específica para as BSFF e BSFV, por estarem inseridas na BP3, onde há grande interesse de manutenção e preservação do volume útil do reservatório de Itaipu para fins de geração de energia hidroelétrica, a vegetação de APP contribui para evitar o assoreamento dos cursos d'água tributários e reduz o aporte de sedimentos promovido pelo escoamento superficial gerado à montante.

Verificou-se que a utilização dos *drones*, com a correta aplicação das técnicas de aerofotogrametria, para mapeamento e verificação *in loco* das características de uso, manejo e ocupação do solo, bem como para validação dos resultados obtidos por meio da modelagem em ambiente SIG, foi eficaz e demonstrou excelente aplicabilidade e praticidade.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Bonifácio, C. M.; Silveira, H.; Nóbrega, M. T. 2017. Espacialização e tolerância à perda de solo na Unidade Hidrográfica do Piraponema - PR. In: Anais do 13º Fórum Ambiental, p. 1410 - 1421.
- Castro, M. N.; Castro, R. M.; Souza, P. C. 2013. A importância da mata ciliar no contexto da conservação do solo. Revista Eletrônica de Educação da Faculdade Araguaia (Renefara), v. 4, n. 4, p.230-241.
- Cemin, G.; Périco, E.; Schneider, V. E.; Finotti, A. R. 2013. Determinação da perda de solos por erosão laminar na bacia hidrográfica do arroio Marrecas, RS, Brasil. Scientia Plena, v. 1, n. 9, p.1-9.
- Ffolliott, P. F.; Brooks, K. N.; Neary, D. G; Tapia, R. P.; Chevesich, P. G. 2013. Soil Erosion and Sediment Production on Watershed Landscapes: Processes and Control. Unesco, 73 p.
- Fronza, F. L. 2019. Determinação do potencial erosivo do solo nas bacias dos rios São Francisco Falso e São Francisco Verdadeiro, região oeste do estado do Paraná. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós Graduação em Tecnologias Ambientais (PPGTAMB), Universidade Tecnológica Federal do Paraná



(UTFPR), Medianeira, 2019. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/4398>. Acesso em: 19 mar. 2019.

Instituto Brasileiro de Geografia E Estatística (IBGE). IBGE Cidades. 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 17 jul. 2018.

Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES). Cadernos Municipais. 2018. Disponível em: http://www.ipardes.gov.br/index.php?pg_conteudo=1&cod_conteudo=30. Acesso em: 17 jul. 2018.

Lombardi Neto, F.; Bertoni J. 1975. Tolerância de perdas de terra para solo do Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas.

Mannigel, A. R.; Carvalho, M. P.; Moreti, P.; Medeiros, L.R. 2002. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*, v. 24, n. 5, p. 1335-1340.

Miqueloni, D. P.; Bueno, C. R. P.; Ferraudo, A. S. 2012. Análise espacial dos fatores da equação universal de perda de solo em área de nascentes. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 47, n. 9, p. 1358-1367.

Oliveira, P. T. S.; Ayres, F. M.; P. Filho, G. E. C.; Martins, I. P.; Machado, N. M. 2008. Geoprocessamento como ferramenta no licenciamento ambiental de postos de combustíveis. *Sociedade e Natureza*, v. 20, n. 1, p.87-99.

Rocha, A. S.; Bade, M. R. 2018. Geografia da Bacia do Paraná 3: fragilidades e potencialidades socioambientais. São Paulo: Editora In House, v.1. 314p.

Silva, D. V.; Santos, E. D.; Hayakawa, E. H. 2015. Classificação temporal da vegetação das bacias do Rio São Francisco Verdadeiro e Falso a partir de técnicas de sensoriamento remoto. *Anais do XI Encontro Nacional da ANPEGE*, p. 5630 - 5642.

Tomazoni, J. C.; Guimarães, E. 2005. A sistematização dos fatores da EUPS em SIG para quantificação da erosão laminar na Bacia do Rio Jirau. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 03, n. 57, p.235-244.

Wischmeier, W. H.; D. D. Smith. 1978. Predicting rainfall-erosion losses: a guide to conservation planning. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 537. Estados Unidos da América (EUA).



PLANEJAMENTO E GESTÃO AMBIENTAL EM BACIAS HIDROGRÁFICAS: MAPEAMENTO E MEDIDAS DE GESTÃO PARA AS MICROBACIAS URBANAS DE MARABÁ-PA.

| ID 15729 |

1Bruna de Fátima Corrêa Lima, 2José do Carmo Dias Neto, 3Gabriela Kamila de Alfaia Mansur, 4Isa Clara Nascimento da Fonseca, 5Fábio Vieira Mesquita, 6Mayanne Micaelli dos Santos
1Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará – Unifesspa, brunacorrealima.9@gmail.com; 2Universidade Federal de Uberlândia – UFU, joseneto633@gmail.com; 3Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará – Unifesspa,, gabrielaalfaia123@gmail.com; 4Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará – Unifesspa, isaclara92@gmail.com; 5Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará – Unifesspa, fabiomesquita12@gmail.com, 6Engenheira Civil, mmicaelli@gmail.com

| RESUMO |

Observando a necessidade de inserir o planejamento ambiental em assuntos pertinentes a gestão municipal, levando em conta o modo de colonização pelo qual a região amazônica passou, com a migração de famílias, empresas e grandes latifundiários em busca das vastas terras que a região continha, sem nenhum tipo de planejamento para respaldar o meio ambiente e, colocando em pauta a situação atual do meio ambiente, o modo com o qual é pensado e planejado pelos gestores municipais, o presente trabalho, considerando a importância das bacias hidrográficas, em todos os âmbitos, busca realizar o mapeamento das grotas urbanas inseridas no perímetro urbano da cidade de Marabá, sudeste do Pará.

A cidade, que passou por diversos ciclos econômicos, onde todos envolviam a exploração da natureza, coloca-se, de certa forma, em uma situação onde não tem capacidade para abrigar o número de pessoas que chegam, principalmente no período de instalação da Aços Laminados do Pará (ALPA), possui um grande número de ocupações urbanas informais e em locais impróprios, como margens de rios e grotas e áreas com características alagadiças. Desta forma, sem nenhum tipo de intervenção do poder público, as margens das microbacias urbanas foram ocupadas e utilizadas como depósito de efluentes líquidos e sólidos.

Todavia, considerando o estabelecido pela Lei do Plano Diretor, vigente no município, as microbacias urbanas estão respaldadas quanto a sua proteção e reeducação ambiental da população, em contra partida, apesar de estabelecer diretrizes e parâmetros, não é aplicada, nenhum projeto de catalogação ou mapeamento dos canais existe para o poder público. Com isso, estabelece-se o objetivo de mapear os canais e seus limites, visando uma maneira de melhor aplicação do estabelecido em lei.

Utilizando-se da planta cadastral do município, criaram-se cartas imagens para a realização de trabalho de campo e verificação *in loco* do estado dos canais, bem como sua disposição dentro da área urbana, utilizando de um equipamento de gps para captação de coordenadas, assim, os resultados foram lançados no *software* livre *Qgis versão 3.10.2*, estabelecendo o canal principal de cada grotas. Após, utilizando-se da planta cadastral e o programa *AutoCAD 2018*, estabeleceu-se os limites de cada microbacia urbana, com auxílio de pontos cotados e curvas de nível.

Como resultado, obteve-se sete mapas de microbacias hidrográficas, com canal principal e limite, seguindo a seguinte ordem: Núcleo Cidade Nova, com a Grotas do Aeroporto, Laranjeiras, Amapá e Jardim União; Núcleo Nova Marabá, com a Grotas Criminosa, Coringão e Morumbi. Foram calculados



o tamanho de cada canal e de seus respectivos limites, buscando compreender seus comprimentos e suas áreas, de modo que fosse perceptível sua importância devido ao tamanho.

Na etapa seguinte, tem-se a elaboração dos mapas de uso e ocupação do solo, que são de extrema importância para a apreensão, por pessoas afins ou não da área, sobre a situação ambiental destas microbacias. Utilizando-se de imagens de satélite *Landsat-8*, com o apoio do *software livre Qgis*, foi possível obter esta classificação, para cada microbacia urbana.

Ao final, foram indicadas, para o poder público, parâmetros para a proteção dos recursos hídricos bem como sua área e vegetação, de modo a conciliar a expansão urbana sem que haja a degradação ambiental dos recursos hídricos, prejudicando não somente o meio ambiente como também a qualidade de vida da população.

Palavras-chave: Planejamento Ambiental; Microbacias Hidrográficas; Planejamento Urbano.

| INTRODUÇÃO |

O planejamento é um tema em alta quando se trata de gestão pública e governamental de países, estados e cidades. Aplicações de leis, estabelecendo parâmetros e diretrizes, com o intuito de propiciar aos moradores segurança e qualidade de vida, são de extrema importância quando se fala de gestão. Para SOUZA (2004), planejar está diretamente relacionado com arquitetar sobre a estruturação para as cidades no futuro, prevenindo-se para conter e impedir possíveis problemas, visando alguns privilégios e vantagens.

Em concomitância, tem-se a problemática ambiental entrelaçada e envolvida diretamente com todo o planejamento urbano. Discussões sobre planejamento ambiental ganharam espaço nos últimos anos, reflexões sobre clima e seus resultados no planeta, proteção de florestas, rios, geradores de poluentes e afins são de interesse para as gestões governamentais nacionais e internacionais. FRANCO (2001, p. 35), define o planejamento ambiental desta forma:

“(...) é todo planejamento que parte do princípio da valorização e conservação das bases naturais de um dado território como base de auto sustentação da vida e das interações que a mantêm, ou seja, das relações ecossistêmicas.” (FRANCO, 2001)

Neste cenário, a água, com a sua importância para vida e desenvolvimento, é centro de inúmeras políticas e planos de preservação, com o intuito de garantir o acesso deste bem para todas as gerações. As microbacias hidrográficas urbanas, para CRUCIANI (1976), são extensões do território que é drenada por um corpo hídrico com formação natural.

De acordo com MOTA (1995), a maneira mais eficaz de evitar a degradação dos recursos hídricos é criar e aplicar um planejamento territorial das bacias hidrográficas baseando-se em suas características ambientais, assim, no cenário do planejamento, principalmente o sustentável, as bacias hidrográficas ganham espaço de discussão técnica.



Grandes impactos acometem as bacias hidrográficas do país, principalmente pela falta de planejamento e urbanização descontrolada nos entornos. Para TUCCI (1997), a ampliação do escoamento superficial, a diminuição da evapotranspiração e do escoamento subterrâneo e o grande aumento de produção de resíduos sólidos está, diretamente, ligado com a urbanização próxima aos canais e, conseqüentemente, afetando a qualidade das águas, tanto superficiais quanto subterrâneas.

Deste modo, é essencial, para estados e municípios, a criação e aplicação de leis e diretrizes que possam sanar as carências e degradações do meio ambiente sem que a população seja afetada ou afete o meio. Para isto, além de um estudo inicial sobre as microbacias hidrográficas, necessita-se também de um plano de gestão que seja aplicável. Para RIBAS (1999, P.30), a gestão ambiental é entendida como um processo de gestão onde:

“(...) toda e qualquer sociedade, dentro do contexto do Estado, enfrentaria uma série de problemas quanto a manutenção e melhoria de seu nível de qualidade de vida. Tais problemas deveriam ser adequadamente gerenciados pelos agentes do processo de gestão ambiental, em seu conjunto de forma a encontrar solução que viessem de encontro com a manutenção e/ou aumento deste mesmo nível de qualidade de vida.” (RIBAS, 1999).

Assim, além de propiciar ao meio ambiente um estado menor de degradação, munido de mais cuidado e eficiência em sua gestão, melhora-se também a qualidade de vida da população, evitando-se muitos problemas onerosos para municípios e estados, principalmente em cidades resilientes.

Para RODRIGUES (1998 apud Didieso, 2007) ao tratar-se da questão ambiental, não se pode considerar apenas as problemáticas da natureza por si como também de ações advindas de cunho social, compreendendo a problematização ambiental, desta forma, como consequência das ações antrópicas para com a natureza.

Assim, pode se analisar que colonização da Amazônia não seguia nenhum tipo de critério que viabilizasse a proteção dos recursos ambientais presentes na região. Afetando o sistema amazônico, incentivada pelo governo, desesperado pela ocupação a todo custo, a ocupação amazônica deu-se de forma desordenada e caótica, do ponto de vista do planejamento, tanto urbano quanto ambiental, sem nenhum tipo de política pública ou plano de recuperação, causando danos ambientais que, no final, tornaram-se irreversíveis.

A cidade de Marabá, localizada no sudeste do estado do Pará (Figura 1), teve seu primeiro ciclo econômico ligado diretamente com a exploração ambiental, como a maioria das cidades amazônicas. Formada na confluência de dois grandes rios, Itacaiúnas e Tocantins, a urbe atraiu migrantes que se utilizavam dos castanhais como modo de subsistência, comercializando tudo o que era retirado do meio, sem nenhum tipo de política ambiental.

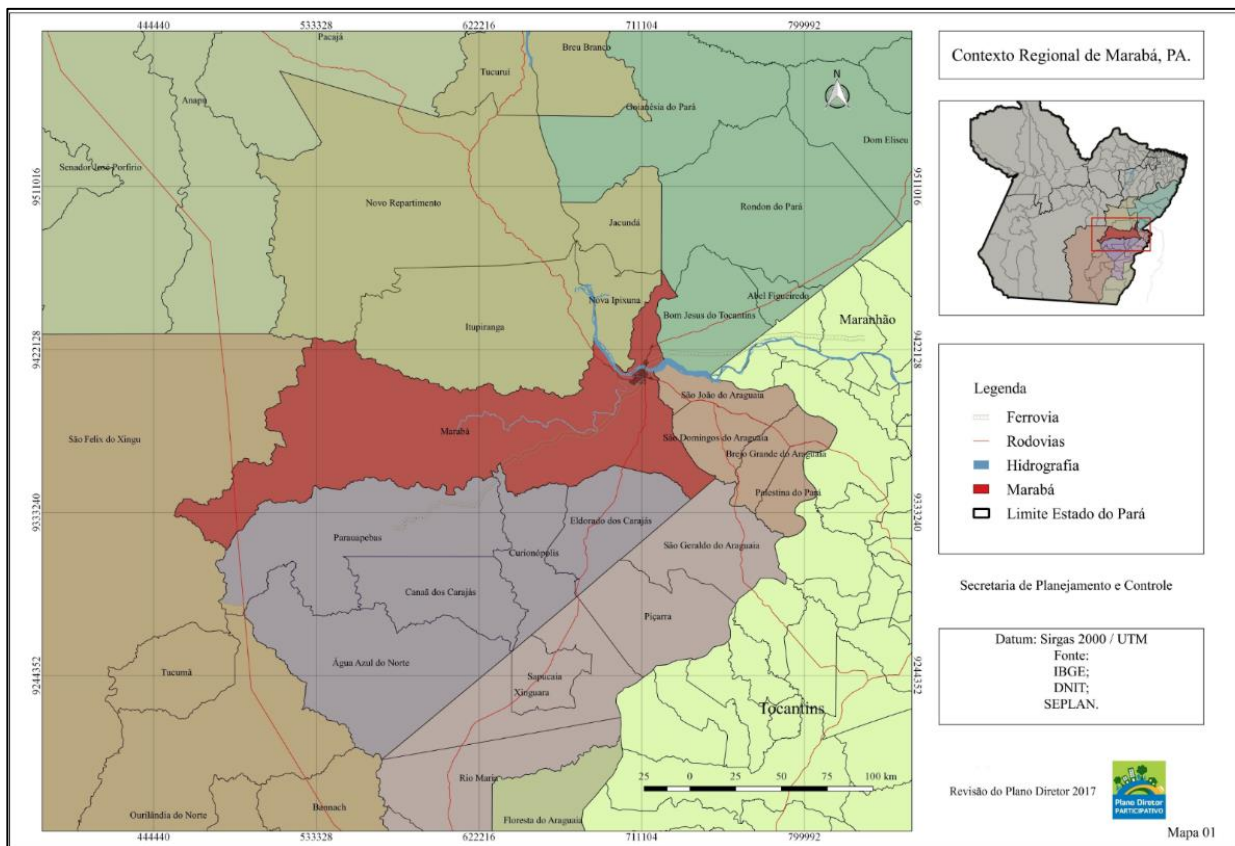


Figura 01: Mapa de localização da cidade de Marabá, Pará
Fonte: Plano Diretor de Marabá (Lei nº 17.846 de 29 de março de 2018)

Em 1967, mudando totalmente a perspectiva da região, é descoberto minério de ferro em Carajás e, de acordo com ALMEIDA (2008), a cidade de Marabá, em 1970, sendo a principal da região, vira alvo de planos e projetos urbanísticos com o intuito de reestruturar e preparar a cidade, de certa forma, para suportar o fluxo migratório da população que vinha em busca de trabalho ligado a mineração.

Já em 2010, durante uma recessão econômica nacional, o governo do estado do Pará anuncia a instalação de um complexo siderúrgico da Aços Laminados do Pará (ALPA), prometendo gerar empregos diretos e indiretos, fomentando, mais uma vez, a migração de pessoas sem nenhum tipo de planejamento prévio. Entretanto, a instalação não aconteceu e a cidade comportava um grande número de pessoas, apesar de não ter estruturas para tal. Assim, as ocupações urbanas começam a surgir com mais fervor, sem nenhum tipo de intervenção do poder público municipal, com famílias instalando-se a beira de inúmeras grotas presente no município.

Juntamente com a problemática habitacional, tem-se as ações climática. O clima amazônico limita-se a dois períodos, um de precipitação intensa e outro seca, logo, tem-se um uma grande quantidade de precipitação por meses seguidos. Alinhado a isto, por estar cortada por dois grandes



rios e possuir inúmeras microbacias urbanas, alguns bairros são acometidos por enchentes e alagamentos devido a ocupações irregulares nas margens, onde a Defesa Civil faz, anualmente, realiza a retirada da população para abrigos temporários até que o volume hídrico retorne ao normal quando se aproxima do período seco.

Assim, as microbacias fazem parte de um histórico presente e latente do cotidiano da gestão municipal

A Lei Municipal nº 17.846/2018 que instituiu a revisão do Plano Diretor Participativo do Marabá (PDPM), define em seu capítulo IV, seção II políticas para a gestão dos recursos hídricos, onde lê-se, em seu artigo 144:

“Art. 114. A política municipal para o uso dos recursos hídricos do município de Marabá, caracteriza-se pelo conjunto de princípios, objetivos e instrumentos de ação fixados nesta Lei e em concordância com a legislação municipal específica, destinados a garantir o uso ecologicamente adequado dos recursos hídricos, compatibilizando tal uso com as políticas de desenvolvimento sustentável, buscando valorizar o conhecimento local acerca do manejo desses recursos.” (BRASIL, 2018).

Todavia, apesar de todas as definições legais instituídas na lei, nada é aplicado na prática. Os recursos hídricos não são catalogados e mapeados, muito menos possuem planos de proteção de margens e requalificação da qualidade ambiental, tendo como única ação implantada a limpeza dos canais ora ou outra pelo poder público.

Desta maneira, este trabalho tem como intuito realizar a catalogação e mapeamento das microbacias hidrográficas presentes no perímetro urbano da cidade de Marabá bem como propor medidas e ações, baseadas nas diretrizes instituídas no Plano Diretor, buscando auxiliar o poder público na elaboração de um plano de preservação, conservação e uso sustentável, de modo que seja benéfico para o meio ambiente em consonância com a população considerando que é de extrema necessidade, para embasar programas e planos de desenvolvimento socioeconômico, melhorando também os planos de uso e contribuindo para as futuras elaborações, um bom planejamento ambiental (RODRIGUEZ et al, 2004).

Nascimento & Vilaça (2008), consideram que as condições das bacias hidrográficas, que são elementos físicos naturais de fronteiras delimitadas, são indispensáveis para ações de planejamento e gestão sustentável.

Com isto, o presente trabalho busca discutir sobre as bacias hidrográficas presentes na área urbana no município de Marabá, fazendo sua catalogação e seu mapeamento, bem como a proposição de medidas e iniciativas que visem sua preservação e conservação, garantindo a qualidade de vida da população e dos recursos hídricos.



| MATERIAIS E MÉTODOS |

A pesquisa tem como objetivo final o mapeamento das microbacias urbanas e indicação de parâmetros para a preservação e conservação dos cursos hídricos e de suas margens. De forma inicial, buscando compreender o que e como o poder público municipal conhece seus recursos hídricos, especialmente os urbanos, realizou-se uma pesquisa documental sobre leis, decretos, planos e projetos que contemplem o tema abordado.

Constatou-se que muito pouco é explorado sobre os recursos hídricos urbanos, a catalogação e mapeamento de algumas microbacias encontram-se na Planta Cadastral (2010), fornecida pela Secretaria de Planejamento e Controle (SEPLAN). Apesar de terem seus canais principais definidos, não se pode fazer uma análise já que, neste material, só nos indica onde estão os córregos.

Já no viés legal, como já exposto acima, o Plano Diretor contém uma seção específica para tratar de recursos hídricos, definindo seis objetivos específicos para melhorar a política sobre hidrografia urbana, estando descrito no artigo 115:

“Art. 115. São objetivos da política municipal para o uso dos recursos hídricos:

I - compatibilizar o desenvolvimento sócio econômico com o uso sustentável dos recursos hídricos municipais visando assegurar as condições da sadia qualidade de vida e do bem estar da coletividade;

II - estabelecer critérios e padrões de qualidade para o uso e manejo dos recursos hídricos, procurando adequá-los às inovações tecnológicas, bem como reduzir os impactos provenientes de ações antrópicas ou naturais, e em consonância com o Plano Nacional de Recursos Hídricos (PRNH);

III - promover a capacitação de gestores e agentes ambientais voluntários através de programas de educação ambiental voltados para o uso sustentável da água;

IV - identificar as bacias hidrográficas municipais, incluindo as bacias para as quais as águas do município contribuem, com a criação de comitês locais de bacia que dialogue com os comitês regionais.

V - garantir a recuperação, conservação e manutenção das nascentes e cursos de água das Bacias Hidrográficas dos rios Itacaiúnas e Tocantins.

VI - instituir o Programa de proteção dos Curso d'água, em parceria com instituições de pesquisa, autarquias e a sociedade civil, objetivando a proteção dos rios e igarapés e de suas margens e a conscientização da população para a sua conservação e fiscalização (...)” (BRASIL, 2018).

Todavia, apesar de das diretrizes estarem firmadas, não existe um mapeamento ou catalogação destas microbacias, firmando, deste modo, uma lei que não possui aplicabilidade. Considerando isto,



a próxima etapa da pesquisa consistiu em realizar a delimitação, utilizando como base a Planta Cadastral Municipal (2010).

Utilizando o software AutoCAD 2018, fez-se a exportação de todos os cursos d'água, presentes no perímetro urbano, para o formato *shapefile (.shp)*. Após, fazendo uso o software livre Qgis (versão 3.10.2), a camada que continha os canais foi sobreposta a uma imagem de satélite, buscando ver onde os canais se encaixavam e observando a urbanização em seu entorno. Deste modo, foi elaborado uma carta imagem das bacias para servir de base para o trabalho de campo.

O trabalho de campo iniciou-se no Núcleo Cidade Nova e, por conseguinte, Núcleo Nova Marabá e Marabá Pioneira. Fazendo uso de um equipamento de GPS (Global Positioning System), foi realizado a coleta de pontos que serviriam de apoio para entender a sinuosidade do canal, considerando toda a antropização ao seu redor. O trabalho de campo também proporcionou a possibilidade de registro fotográfico e descrição da situação do canal.

Após a coleta de dados, voltou-se ao laboratório para compatibilizar as informações, definindo, de modo conciliável com o registrado *in locus*, o canal principal da bacia, com sua extensão total. Em seguida, utilizou-se dos pontos contados e curvas de nível, presentes na Planta Cadastral, para definir o limite das bacias.

Com limite definido, foram coletadas informações sobre cobertura e tipologia de vegetação e solos, a fim de caracterizar, ambientalmente, a região componente da de cada bacia hidrográfica, relacionando o seu estado atual com a ocupação desenfreada em suas margens.

Para melhor compreender as modificações nos limites das microbacias, elaborou-se mapas de uso e ocupação do solo. O desenvolvimento do mapa de Uso e Cobertura da Terra, sucedeu-se através da obtenção de imagens do satélite Landsat – 8, no período de 03/09/2019, obtidas do site United States Geological Survey (USGS), criando-se uma base matricial com resolução de 30m e 15m, na qual, utilizou-se as bandas de infravermelho próximo (B5), vermelho (B4), verde (B3) e a pancromática (B8). Desta forma, por meio do servidor Geospatial Data Abstraction Library (GDAL), teve-se a mesclagem das três primeiras bandas (B5, B4 e B3), criando-se um único raster com as três imagens, reprojetoando-o de World Geodetic System (WGS 84) para o Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas (SIRGAS 2000), zona 22 Sul. Prosseguindo com a metodologia, utilizou-se o plugin Orfeo Monteverdi (OTB), por meio da ferramenta Superimpose, que possui a função de reprojetoar o mosaico criado, usando como base a extensão da banda pancromática (B8). Posteriormente, utilizou-se a ferramenta Pansharpening com o objetivo de realizar fusão de imagens, gerando o produto com cores verdadeiras e resolução espacial de 15m.



Tabela 01: Tabela informativa de Imagens Landsat-8

Landsat-8	Composição	Bandas	Resolução Espacial
Operational Land Imager (OLI)	Infravermelho Próximo	= Banda 5	= 30m
	Vermelho	= Banda 4	= 30m
	Verde	= Banda 3	= 30m
	Pancromática	= Banda 8	= 15m

Por fim, realizou-se a classificação de pixel a pixel, através do *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP), no qual, permite seleção de amostragem de pixel's que definem cada área, após o plugin finalizar, tem-se a criação de um arquivo vetorial, contendo todas as classes determinadas na tabela de classificação, dividindo-o em camadas referentes a classificação. Desta forma, criou-se na tabela de atributos uma coluna contendo as áreas de cada classe, através da calculadora de campo, possibilitou-se o cálculo da área das geometrias em km², distinguindo-se a área de classe presente nas sub bacias, posteriormente, criando-se um total para análises espaciais mais gerais, permitindo melhor manuseio das informações espaciais.

Assim, os resultados específicos produzidos com os dados coletados foram mapas sobre os canais e seus limites, a classificação e identificação os modos de uso e ocupação do solo em cada microbacia específica.

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

A análise deu-se apenas em três dos cinco núcleos do perímetro urbano, justificando-se pela falta de informações pertinentes aos outros núcleos após a ponte rodoferroviária. Aqui, encontramos a primeira problemática para o estudo, não somente pela falta de informações atualizadas como também pela seletividade em informações do perímetro urbano, ignorando os núcleos mais distantes.

Ao todo, dentro do perímetro urbano, foram catalogadas sete microbacias hidrográficas, todas com grandes extensões, com os canais interpassando por diversos bairros e núcleos: A grota do Amapá, do Aeroporto, Laranjeiras e Jardim União, que estão localizadas no Núcleo Cidade Nova, presentes no somente Núcleo Nova Marabá, a Grota do Coringão e Morumbi e, por fim, a Grota Criminosa, presente tanto no Núcleo Nova Marabá quanto Marabá Pioneira.

A maioria das grotas mapeadas possuem inserção de residenciais ao longo do seu canal, comprometendo o poder de absorção do solo em períodos de maior precipitação na região. A vegetação característica das margens já foi quase totalmente perdida, algumas tem bambu



(*bambusoideae*), inserida pelo homem, com o intuito de absorver a água do solo, numa tentativa de evitar a erosão. Grotas como a do Aeroporto e a Criminosa passaram por um processo de canalização, descaracterizando totalmente a paisagem. Nas figuras a seguir, é possível observar os canais e seus limites bem como a sua inserção dentro da área urbana do município.

A figura 02 contém os mapas das microbacias urbanas presentes no Núcleo Cidade Nova, sendo elas: a) Grota do Aeroporto, b) Grota da Laranjeiras, c) Grota do Amapá e d) Grota do Jardim União. A primeira (a), localizada em uma área bastante rebaixada, sofre, anualmente, com as cheias do rio, tem uma grande parte drenada para a destinação de esgoto, a vegetação presente no canal é quase nula devido à grande urbanização na área; a segunda (b), localiza-se no bairro laranjeiras, grande parte de seu canal foi drenada para fins de construção civil, o canal também recebe águas de esgoto sem tratamento, é possível encontrar casas quase dentro do canal, alguns trechos sofrem com o aterramento e, desta forma, estrangulamento do canal, a vegetação é composta por gramíneas e, a maioria, não foi inserida de modo antrópico; a terceira (c), localiza-se nas proximidades da área da Infraero, de ocupação consolidada as margens do Rio Itacaiúnas, o esgotamento, não tratado, tem a destinação final dentro do canal, além de uma quantidade de lixo jogada pela população, sua vegetação também é rasa; e, por fim, o quarto (d), também se localiza em uma área baixa, o canal é drenado em alguns pontos e também são destino final de esgotamento, a vegetação é quase nula e existe a inserção de residências quase dentro do canal.

A figura 03, por sua vez, mostra os mapas das grotas inseridas no Núcleo Nova Marabá, consistindo em: a) Grota Criminosa, b) Grota do Coringão e, c) Grota do Morumbi. A primeira (a), localizada entre os Núcleos Marabá Pioneira e Nova Marabá, é o maior canal urbano de Marabá, suas margens tem ocupações consolidadas e, vez ou outra, passam por limpeza, a vegetação nas margens é bem pouca, indo consolidar-se mais quando perpassa a área do exército e uma Zona Especial de Interesse Ambiental definida no Plano Diretor, passou por um processo de drenagem em certo trecho, para evitar cheias na área, a obra não foi finalizada e o canal serve como lixão; a segunda (b), está localizada somente no Núcleo Nova Marabá, possuindo, ao longo de seu canal, a inserção de casas em suas margens, suprimindo a vegetação, recebe também esgoto sem tratamento e é utilizado como depósito de lixo pelos moradores, passando por limpeza vez ou outra; e, finalmente, a terceira (c), localizando em um bairro residencial privado, onde o canal mantém-se mais intacto do que os outros, devido a distância e carência em acessos básicos como transporte.

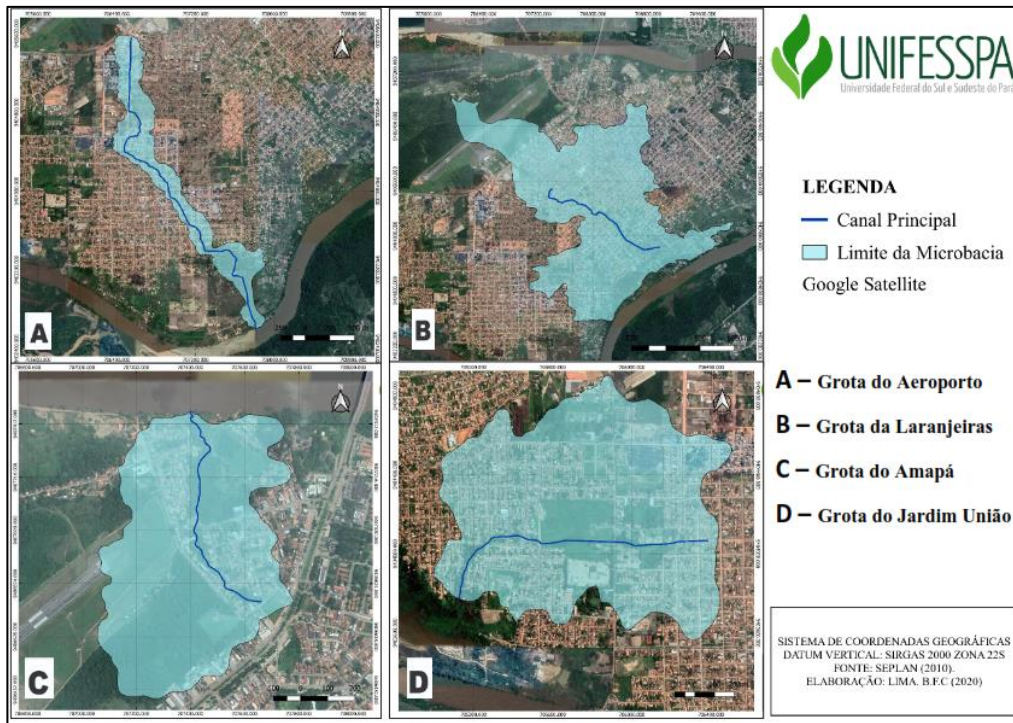


Figura 02: Mapas das Microbacias Urbanas no Núcleo Cidade Nova
Elaboração: LIMA, B.F.C (2020)

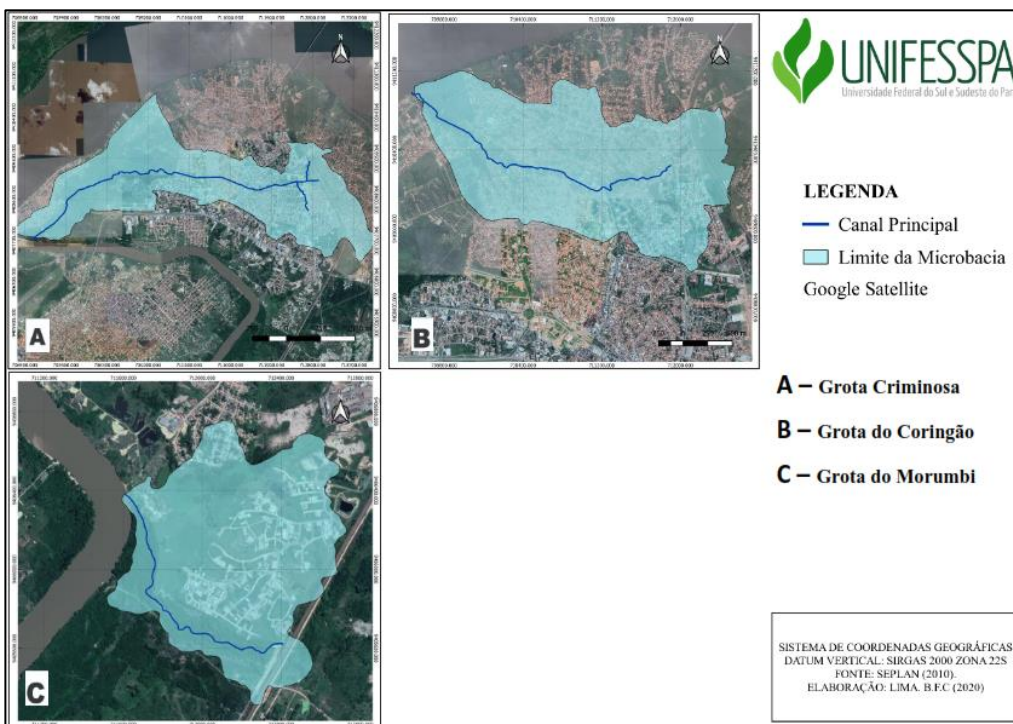


Figura 03: Mapas das Microbacias Urbanas no Núcleo Cidade Nova
Elaboração: LIMA, B.F.C (2020)



Com exceção da Grota do Morumbi, os canais têm uma grande inserção e modificação advinda da grande urbanização sem controle ou planejamento por parte do poder público. É notório uma carência de políticas que sejam de efetiva implantação considerando o meio ambiente, com destaque para as bacias hidrográficas, juntamente com a urbanização. As grotas, juntas, somam um total de 20.757 (vinte mil setecentos e cinquenta e sete) metros de comprimento de canal e cerca de 20.868 (vinte mil oitocentos e sessenta e oito) quilômetros quadrados de área do limite do canal.

Tabela 02: Tabela informativa sobre comprimento dos canais das microbacias urbanas

MICROBACIA	COMPRIMENTO DO CANAL (M)
Grota do Aeroporto	3.919
Grota da Laranjeiras	2.123
Grota do Amapá	905,4
Grota Jardim União	1.473
Grota Criminosa	8.501
Grota do Conrigão	2.402
Grota do Morumbi	1.431
TOTAL (M)	20.757

Elaboração: LIMA, B.F.C (2020)

Tabela 03: Tabela informativa sobre a área do limite das microbacias urbanas

LIMITE DO CANAL	ÁREA (KM ²)
Grota do Aeroporto	844
Grota da Laranjeiras	5.230
Grota do Amapá	552
Grota Jardim União	1.355
Grota Criminosa	10.930
Grota do Conrigão	3.914
Grota do Morumbi	1.043
TOTAL (KM)	20.868

Elaboração: LIMA, B.F.C (2020)

Considerando que o perímetro urbano do município possui 292,5365 (duzentos e noventa e dois mil e quinhentos e trinta e cinco) quilômetros quadrados, a área que compreende as bacias hidrográficas tem grande significado, considerando extensão territorial. Para além disso, as grotas, no contexto amazônico, implicam diretamente na qualidade de vida da população que, com o descaso e descuido do poder público, instalou-se nestes locais.



Quando trata-se de uso e ocupação do solo, é de enorme importância analisar a situação ambiental e urbana em que se localiza as bacias hidrográficas. No âmbito urbano, a maioria dos canais passa por um grande processo de ocupação em suas margens ou algum tipo de intervenção civil; em cidades amazônicas, as microbacias urbanas estão em um alto grau de degradação ambiental e seus canais possuem um grande índice de ocupação com a incidência de intervenções de engenharia para resolver problemas durante os períodos de maior precipitação e, conseqüentemente, de cheias e transbordamentos desses canais.

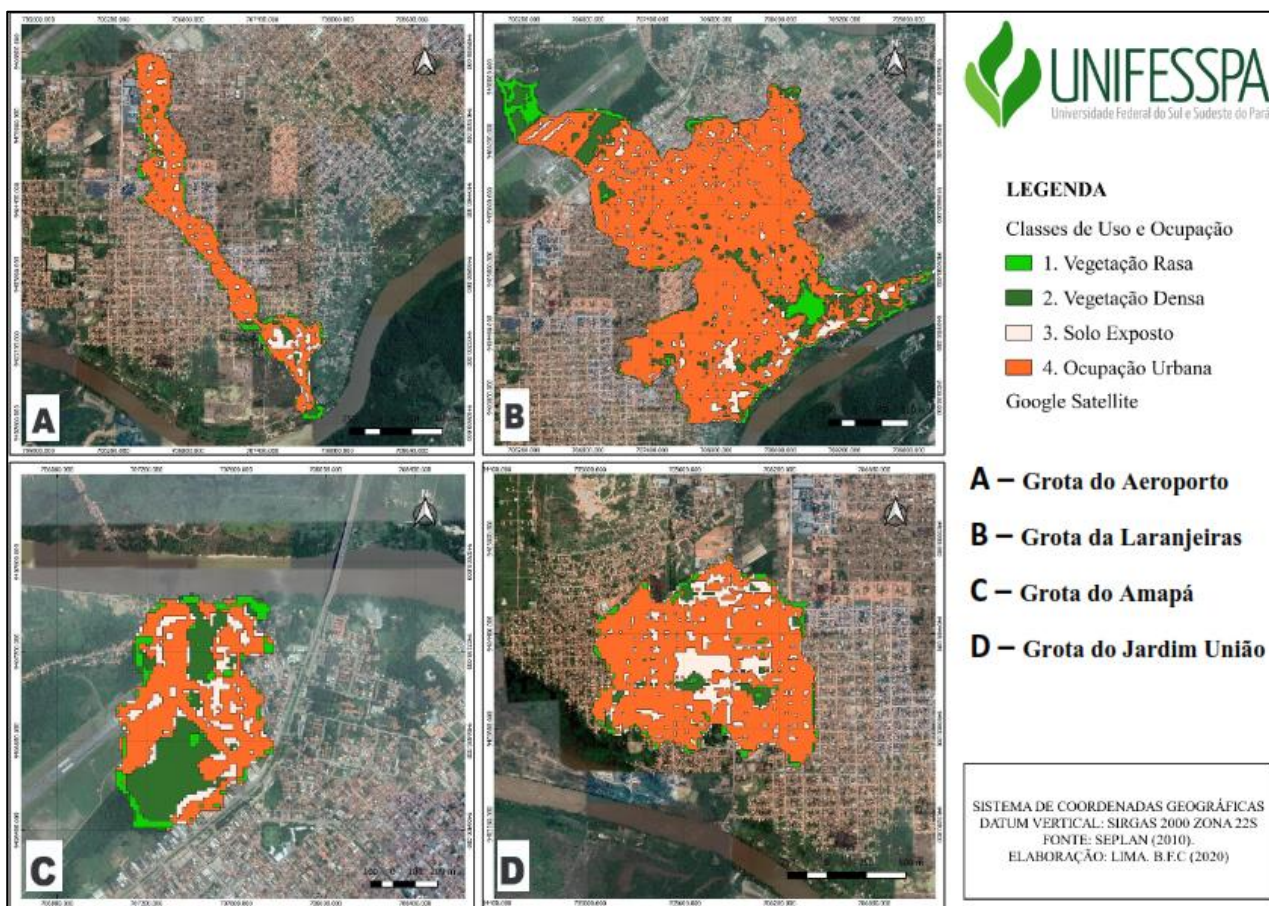


Figura 04: Mapas de Uso e Ocupação do Solo das Microbacias Urbanas
Elaboração: LIMA, B.F.C (2020)

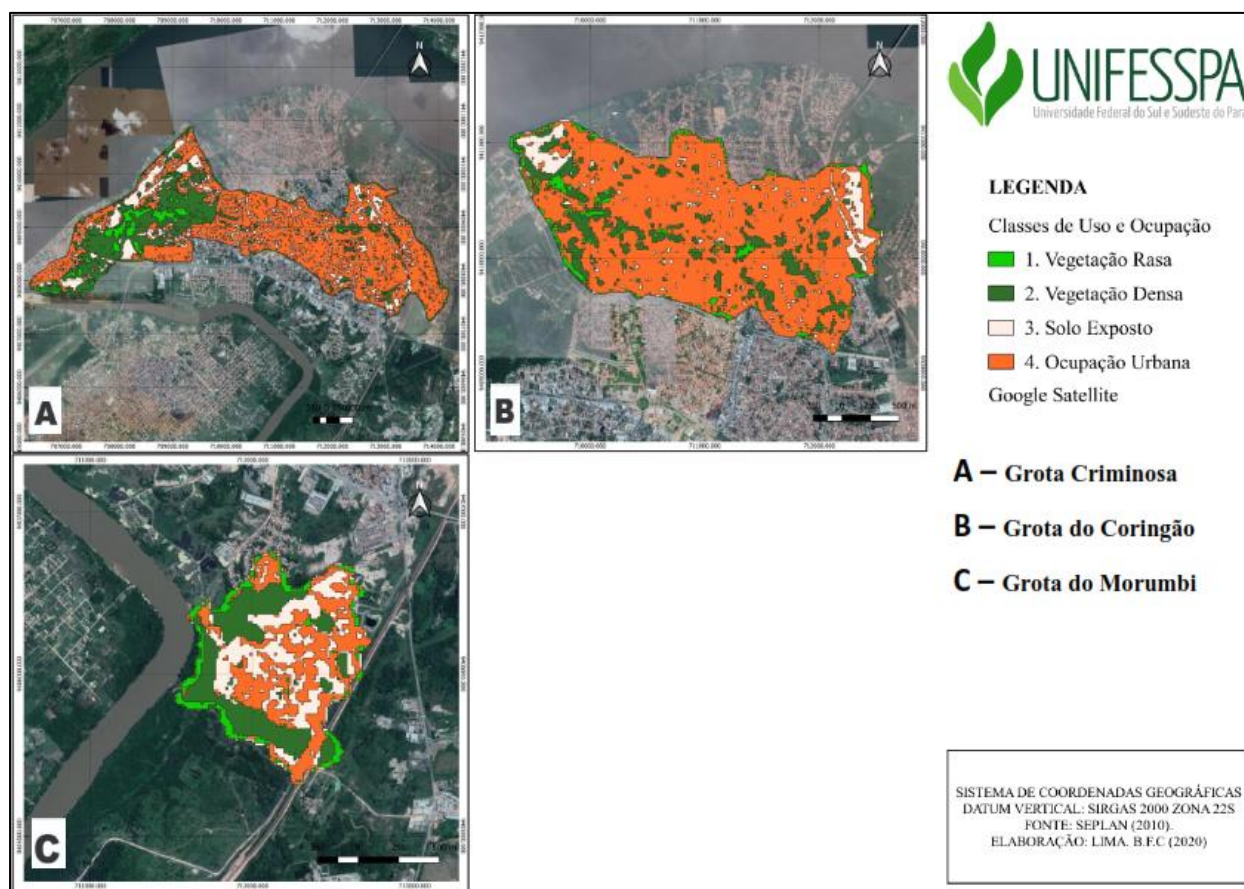


Figura 05: Mapas de Uso e Ocupação do Solo das Microbacias Urbanas
Elaboração: LIMA, B.F.C (2020)

As microbacias urbanas em Marabá também não fogem do padrão ambiental de degradação de canais na Amazônia. A grande incidência de ocupações, que geram uma demanda maior por pavimentação asfáltica em áreas que não deveriam receber este tipo de intervenção, propiciam e colaboram para que o solo seja impermeabilização do solo, dificultando a absorção de água.

Na figura 6, imagem que contempla as microbacias urbanas do Núcleo Cidade Nova, é perceptível que o grau de urbanização dessas áreas é elevado, dificultando, deste modo, a intenção de recuperação ambiental das margens, a Grotta da Laranjeiras (b) e do Amapá (c), demonstram ter, entre todas, maior índice de vegetação, sendo explicado pelo fato de que, nas áreas mais verdes, tem-se a inserção da Empresa Brasileira de Infraestrutura Aeroportuária (Infraero), resguardando parte da vegetação em sua área privada. Por sua vez, apresentando o menor índice de vegetação, tem-se a Grotta do Aeroporto (a), sendo explicado pela inserção em uma área totalmente urbanizada, onde a grotta, em trechos específicos, passou por um projeto de canalização.

Na figura 7, que abrange as microbacias do Núcleo Nova Marabá, é possível notar um maior índice de vegetação, apesar ser predominante a urbanização. Isto é explicado pelo fato de que, como



o Núcleo foi planejado, arquitetonicamente, existe uma grande inserção de rotatórias nas vias, que expõe de áreas verdes. Na Grota Criminosa (a), com um dos maiores índices de vegetação, justifica-se pela área que é de domínio do Exército Brasileiro e pelas áreas de várzea, onde as ocupações são mais complicadas devido a presença de água e solo enxercado, sendo proibida qualquer tipo de edificação, por parte do poder público. Enquanto na Grota do Morumbi (c), por ser mais afastado e de difícil acesso, a vegetação mantém-se, ao mínimo, em seu estado natural.

Desta forma, considera-se e propõe-se quando a medidas ambientais plausíveis a implementação das proposições adotadas pela Lei Municipal nº 17.846 do Plano Diretor, entretanto, necessita-se de um estudo catalogado com as definições e especificações sobre as bacias, de modo técnico, que embasem as atividades aplicadas aos recursos hídricos, sendo compatíveis com a realidade. É de extrema importância preservar o que ainda resta das margens e de sua vegetação nativa, instalando, se possível emplacamento sobre a proibição de ocupações e de degradação naquelas áreas, sob pena de multa. Também, se faz essencial um contato maior da população com os agentes de implementação de políticas desse viés, com uma reeducação ambiental para adultos e crianças, incluindo capacitação sobre reciclagem e reaproveitamento de materiais para artesanato e afins.

Para além disto, a capacitação dos profissionais ligados diretamente ao planejamento, em especial o ambiental, precisa ser considerada e melhorada, deixando-os mais próximos das geotecnologias, principalmente os livres, de modo que seja mais fácil trabalhar com os dados ambientais sem recorrer a prestação de serviço de terceiros.

Ao que se trata especificamente dos canais, um estudo sobre qualidade hídrica e a implementação de tratamento ou destinação diferente para o esgoto domiciliar e outros é relevante para manter a água em uma qualidade mínima. A recuperação das margens de forma natural deve ser garantida pelo poder público, de modo a evitar mais alterações e/ou degradações nas áreas.

Aplicar diretrizes para construções civis nas áreas mais próximas as bacias também é um modo de protegê-las, proibir edificações que possuam graus de incomodidade superiores ao mais simples, estabelecidos por lei municipal.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Após o exposto ao longo do trabalho, é possível perceber que há uma grande quantidade de bacias hidrográficas urbanas dispostas ao longo da cidade, todas não possuem projeto de proteção específico, continuando com o descaso histórico do município. Fica claro que, um dos grandes



problemas da gestão municipal de Marabá é o controle populacional e do número de ocupações irregulares que surgem a cada dia na cidade, em locais que oferecem perigo para a população e que não tem o mínimo de salubridade possível. As margens das grotas são um dos principais destinos da população mais carente, que anseiam por moradia. Entretanto, mesmo em 2020, não existe uma política habitacional ou ambiental que busque oferecer moradia a quem precisa e, em concomitância, preservar os recursos hídricos para evitar a sua degradação e sua disposição as gerações futuras.

É essencial elaborar um plano de saneamento básico, melhorando o esgotamento urbano e tratando os efluentes que convergem para as grotas, diminuindo, desta forma, a contaminação das águas. Também é importante ressaltar sobre os projetos de drenagem, executados em alguns trechos de canais específicos, como na Grota Criminosa e do Aeroporto, que não pensaram nas características ambientais que seriam afetadas com a canalização sem medidas ambientais.

Outro problema perceptível é a falta de implementação de projetos que conscientizem a população quanto aos resíduos sólidos que podem ser encontrados dentro dos canais, principalmente de material que tem vida útil longa. A compreensão de que, em momentos de maior precipitação pluviométrica, os canais não conseguirão desemborcar todo seu volume no rio no qual são tributários, principalmente com a corrente e o fluxo sendo impedidos por materiais sólidos, ocasionando um transbordamento do canal bem maior do que poderia ser.

Existe uma necessidade muito grande em atualização de informações pertinentes ao município, principalmente sobre a área urbana, com o intuito de facilitar a aplicação de estudos e projetos que melhorem a gestão municipal. A capacitação para funcionários do poder público também é de extrema relevância, colocando-os em contato com ferramentas de geoprocessamento que facilitem o trabalho e possibilite a construção de um banco de dados pertinente a realidade.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

ALMEIDA, José Jonas, A cidade de Marabá sob o impacto dos projetos governamentais. São Paulo. José Jonas Almeida. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós Graduação em História Econômica do Departamento de História da FFLCH da USP. São Paulo: 2008.

BRASIL. Lei 17.846/2018. Plano Diretor Participativo de Marabá [on line] <http://www.governotransparente.com.br/transparencia/documentos/4466490/download/29/Plano_Diretor_Participativo_%2017.846_Mar%C3%A7o_2018.pdf>. Acesso em: 26 de março de 2020.

CRUCIANI, D.F. Hidrologia. USP, ESALQ, Piracicaba, São Paulo, 1976.

FRANCO, Maria de Assunção Ribeiro. Planejamento Ambiental: Para a Cidade Sustentável. 1. ed. São Paulo: Annablume: Edifurb, 2001.



MOTA, S. Preservação e conservação de recursos hídricos. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

NASCIMENTO, W. M. & VILAÇA, M. G.. Bacias Hidrográficas: Planejamento e Gerenciamento. Publicado na revista eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros, Três Lagoas, n. 7, maio de 2008.

RODRIGUES, R. R. & LEITE FILHO, H. de F. Matas Ciliares – Conservação e Recuperação. 2 ed. São Paulo – SP. Editora Fapesp, 2001.

RODRIGUEZ, J.M.M, SILVA, E.V da, CAVALCANTI, A.P.B. Geoecologia das Paisagens: uma visão geossistêmica da análise ambiental. Fortaleza: Editora UFC, 2004.

SOUZA, M. L.; RODRIGUES, G. B. Planejamento urbano e ativismos sociais. São Paulo: UNESP, 2004.

TUCCI, C. E. M. Controle de enchentes. In. TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e aplicação 3. Ed. 1 reimpr. UFRGS/ABRH: Porto Alegre, RS, 2004. (p. 621 - 657).

VALE. Vale.com, 2020. Conheça mais sobre Carajás, a maior mina de minério de ferro do mundo. Disponível em: <<http://www.vale.com/hotsite/PT/Paginas/conheca-mais-sobre-historia-carajas-maior-mina-minerio-ferro-mundo.aspx>>. Acesso em: 10 de abril de 2020.



TENDÊNCIAS TEMPORAIS EM SÉRIES DE CHUVA E VAZÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAMAQUÃ

| ID 15744 |

1Aryane Araujo Rodrigues, 2Tamara Leitzke Caldeira Beskow, 3Tirzah Moreira Siqueira, 4Marcelle Martins Vargas, 5Samuel Beskow 6Daniele de Almeida Bressiani

1Universidade Federal de Pelotas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, e-mail: aryane_03.2@hotmail.com;

2Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias, e-mail: tamaraleitzkecaldeira@gmail.com;

3Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias, e-mail: tirzahsiqueira@hotmail.com;

4Universidade Federal de Pelotas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, e-mail: marcellevarg@gmail.com;

5Universidade Federal de Pelotas, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, e-mail: samuelbeskow@gmail.com;

6Universidade Federal de Pelotas, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, e-mail: danibressiani@gmail.com.

| RESUMO |

Compreender a distribuição espacial e temporal de variáveis hidrológicas frente às mudanças climáticas é crucial para mitigar seus efeitos nas bacias hidrográficas e promover uma gestão sustentável dos recursos naturais. Assim, testar existência de tendências temporais em séries históricas tem sido algo corriqueiro na engenharia hidrológica, sendo comum para tal finalidade a aplicação de testes de tendência não-paramétricos. Desta forma, o objetivo deste estudo foi verificar a existência de tendências temporais em séries de chuva e vazão da Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã (BHRC). Com o auxílio do software SYHDA, foram processados dados hidrológicos diários advindos do HidroWeb - Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas (ANA), resultando nas séries vazão média anual (VMA), vazão média mensal (VMM), precipitação total anual (PTA) e precipitação total mensal (PTM). A análise de tendência temporal foi realizada com base em 19 séries de PTA e PTM e 3 séries de VMM e VMA de postos localizados dentro e no entorno da BHRC. Para isso foram empregados os testes estatísticos não-paramétricos de Mann-Kendall e Sen's Slope, que detectam a existência de tendência significativa em uma série temporal, e sua magnitude, respectivamente. Para verificar o ano em que houve a mudança na tendência dos dados, foi utilizado o teste de homogeneidade não-paramétrico de Pettitt. Os resultados do teste de Mann-Kendall demonstram que as séries de PTA e VMA analisadas são estacionárias, ao nível de significância de 5%, ou seja, não existe tendência significativa de aumento ou diminuição ao longo do tempo nestas séries hidrológicas. No entanto, em escala mensal foi constatada uma tendência significativa de aumento da PTM em 9 séries, e de diminuição em 3. A magnitude das tendências positivas variou entre $0,90 \text{ mm.ano}^{-1}$ e $3,75 \text{ mm.ano}^{-1}$ e das negativas entre $-2,25 \text{ mm.ano}^{-1}$ e $-1,73 \text{ mm.ano}^{-1}$. O teste de Pettitt identificou, ao nível de significância de 5%, o ano de mudança brusca em 7 séries de PTM, variando entre 1973 e 1995. Já com relação às séries de VMM, o teste de Mann-Kendall constatou tendências significativas de aumento em duas séries fluviométricas, com magnitude igual a $4,18 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e $6,15 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Em contrapartida, no posto fluviométrico do exutório da BHRC, foi constatada uma diminuição significativa da VMM no mês de agosto, com magnitude igual a $-8,30 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. De acordo com o teste Pettitt, o ano de mudança foi significativo em apenas 1 série de vazão (VMM de outubro do posto 87905000), que ocorreu em 1993. Nas demais séries o resultado do teste Pettitt não foi significativo a 5%. Com esse estudo, concluiu-se que as séries anuais de chuva e vazão são estacionárias e que as tendências significativas somente são constatadas em escala mensal, sendo



que majoritariamente existe um aumento da PTM e VMM nas séries analisadas da BHRC. Ainda, estes resultados podem indicar um aumento da disponibilidade hídrica nos meses de maio e outubro, culminando em consequências positivas e negativas para a região.

Palavras-chave: estacionariedade; Mann-Kendall; disponibilidade hídrica.

| INTRODUÇÃO |

No que concerne aos recursos hídricos, o estado do Rio Grande do Sul subdivide-se em 3 regiões hidrográficas e 25 bacias hidrográficas, sendo uma delas a do rio Camaquã (SEMA, 2019). A bacia hidrográfica do rio Camaquã (BHRC) está localizada na região central do estado e compreende parcial ou totalmente 28 municípios, para os quais a população em 2010, último censo demográfico, era de 365.000 habitantes (CGBHRC, 2019). Com uma área de drenagem de cerca de 21.600 km², seu curso d'água principal é o rio Camaquã, cuja nascente encontra-se à oeste, na região fisiográfica da Campanha, entre os municípios de Dom Pedrito e Lavras do Sul, e a foz encontra-se à leste, na Laguna dos Patos, entre as cidades de Camaquã e São Lourenço do Sul (CGBHRC, 2019).

Segundo o diagnóstico do Plano da BHRC 2015-2035 (SEMA, 2016), a região do alto Camaquã é a mais preservada e, por apresentar relevo em partes acidentado, tem como principais atividades econômicas a pecuária extensiva e a silvicultura, além do potencial para o turismo e a mineração. Já a região média da bacia é bastante alterada, possuindo relevo acidentado susceptível à erosão, segundo o diagnóstico, e tendo como atividade econômica principal a silvicultura e a agropecuária extensiva, com destaque para fomicultura. Já a região do baixo Camaquã tem como característica principal as áreas de várzea, que são propícias para o cultivo de arroz irrigado por inundação; é, de acordo com o diagnóstico, a região da bacia que apresenta demanda hídrica mais intensa e conflitos pelo uso da água. Além disso, destaca-se ainda a porção litorânea desta região, às margens da Laguna dos Patos, com uso de água para abastecimento, turismo e recreação, que colabora para um acréscimo sazonal da demanda hídrica (SEMA, 2016).

A irrigação, especialmente de lavouras de arroz, é a atividade com maior participação percentual (98,1%) no uso consuntivo das águas superficiais da BHRC, conforme relata o diagnóstico do Plano de Bacia; o percentual restante subdivide-se em abastecimento público (0,8%), dessedentação animal (0,7%) e indústria (0,4%). Na região do baixo Camaquã, cuja atividade econômica preponderante é a orizicultura, a relação entre disponibilidade e demanda por águas superficiais permeia entre os níveis "preocupante" e "crítico". Num cenário futuro para a BHRC, ainda que considerado o aumento da eficiência do sistema de irrigação das lavouras, os níveis se mantêm.



Por este motivo, várias ações estruturais e não-estruturais de mitigação aos problemas de escassez de água e de melhoria nos índices de eficiência no uso d'água são previstas no Plano da Bacia (SEMA, 2016).

Além das medidas mitigatórias relacionadas à escassez de água, os gestores do Comitê de Gerenciamento da Bacia do Camaquã têm se preocupado também com a ocorrência de eventos extremos máximos. Deste modo, o Plano da Bacia (SEMA, 2016) prevê a complementação da rede de monitoramento hidrológico em operação e o estabelecimento de um sistema de alerta de cheias, além de ações de mitigação de problemas decorrentes de enchentes, inundações e alagamentos. Com relação à erosão hídrica, que resulta do excesso de água escoado superficialmente e culmina em perdas de solo agricultável, transporte de sedimentos e comprometimento da qualidade dos mananciais superficiais, o Plano de Bacia têm como ação a capacitação do meio rural voltada à adoção de práticas conservacionistas do solo, notadamente importante na região média da bacia (SEMA, 2016).

Neste sentido, compreender os processos hidrológicos e a forma com que estes se inter-relacionam, especialmente no tocante à entrada (chuva) e saída (vazão) de água na bacia hidrográfica, pode auxiliar tanto no planejamento e na prática de ações mitigatórias dos conflitos existentes, como na gestão antecipada aos conflitos que venham a surgir à longo prazo, em decorrência, por exemplo, de alterações de uso e cobertura do solo ou das mudanças climáticas. A avaliação dos processos hidrológicos parte da quantificação destes através de variáveis hidrológicas, como chuva total diária a vazão média diária, observadas ao longo do tempo. São essas observações – também denominadas de séries históricas – que permitem avaliar, dentre outros, a forma com que essas variáveis flutuam e se, excluídas as flutuações, elas se mantêm estacionárias ou tendem a aumentar ou diminuir com o passar do tempo (NAGHETTINI, 2017).

A análise de tendências temporais em séries históricas tem se tornado algo corriqueiro em estudos hidrológicos, além de fornecer embasamento e orientação a atividades em diversos setores como o agrícola, de defesa e proteção civil, de gerenciamento dos recursos naturais, da saúde, de planejamento urbano, dentre outros (SILVA et al., 2015; SORO et al., 2016). Para esta finalidade, frequentemente são empregados testes não-paramétricos como o de Mann-Whitney (MANN; WHITNEY, 1947), de Friedman (FRIEDMAN, 1937), de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975), de Theil-Sen ou Sen's Slope (SEN, 1968; THEIL, 1992) e de Pettitt (PETTITT, 1979). Tais testes destacam-se por serem mais resistentes frente às mudanças abruptas e falhas nas séries, além de não exigirem que os dados obedeçam a uma distribuição de probabilidade específica (ZHANG et al., 2009; ONYUTHA, 2015).



Frente ao exposto, e considerando a relevância da análise e compreensão dos processos hidrológicos, bem como a necessidade de subsidiar trabalhos futuros na BHRC, o objetivo deste estudo foi avaliar e identificar a existência de tendências temporais em séries históricas de chuva e vazão.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Para este estudo foi realizada uma busca, junto ao HidroWeb – Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional de Águas (ANA), por séries históricas diárias de vazão do rio Camaquã e de chuva sobre a BHRC e áreas adjacentes. Conforme pode-se visualizar na Figura 1, foram encontrados e obtidos dados de 3 postos de monitoramento fluviométrico, tendo sido o posto de maior área de drenagem – Passo do Mendonça (87905000), com cerca de 15.571 km² - empregado para delimitação da bacia. Com relação à chuva, foram encontrados e obtidos dados de 18 postos de monitoramento pluviométrico, os quais encontram-se espacialmente bem distribuídos na área de estudo (Figura 1), estando 11 sobre a BHRC delimitada pelo posto “Passo do Mendonça” (87905000) e 7 em áreas adjacentes. Os anos de início e fim das séries históricas empregadas podem ser visualizados na Tabela 1.

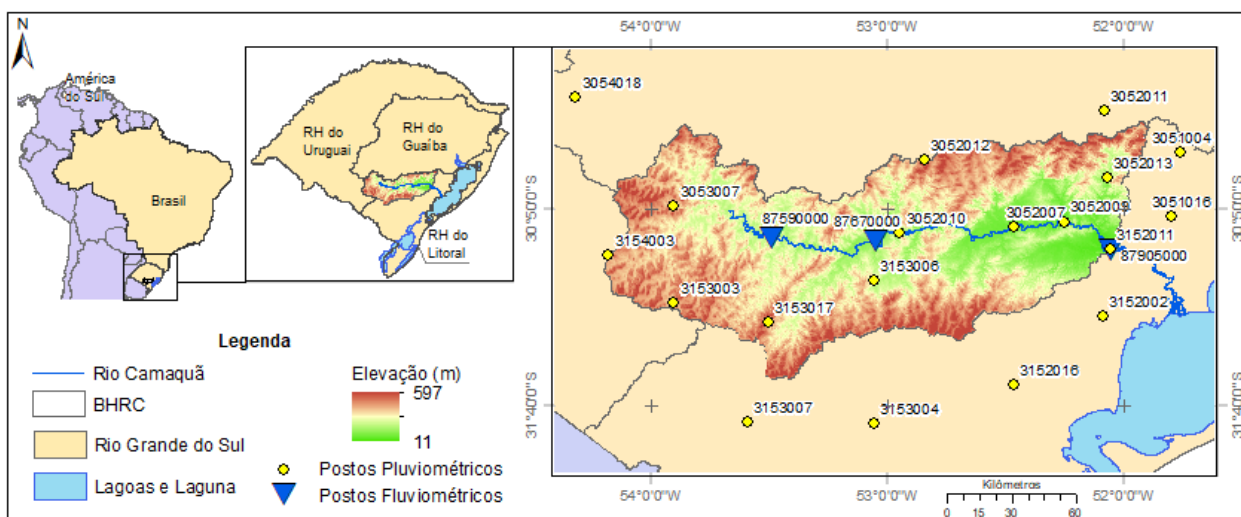


Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Camaquã (BHRC) delimitada pelo posto fluviométrico Passo do Mendonça (87905000) e distribuição espacial dos postos pluviométricos e fluviométricos cujos dados foram empregados neste estudo.



Tabela 1 – Anos de início e fim das séries históricas de chuva e vazão empregadas neste estudo

Código do Posto Pluviométrico	Período observado	Código do Posto Pluviométrico	Período observado	Código do Posto Pluviométrico	Período observado
3051004	1977-2017	3152002	1968-2017	87590000	1974-2005
3051016	1977-2017	3152011	1945-2017		
3052007	1945-2017	3152016	1965-2017		
3052009	1944-2017	3153003	1957-2017	8767000	2001-2018
3052010	1956-2017	3153004	1981-2017		
3052011	1970-2017	3153006	1977-2017		
3052012	1978-2017	3153007	1967-2017	87905000	1965-2018
3052013	2000-2017	3153017	1977-2017		
3053007	1945-2017	3154003	1977-2017		
3054018	1986-2017				

Com as séries históricas diárias obtidas, utilizou-se o *software System of Hydrological Data Acquisition and Analysis (SYHDA)* (VARGAS et al., 2019) para constituir as séries históricas das variáveis a serem analisadas, a saber: precipitação total anual (PTA) e precipitação total mensal (PTM) para cada mês do ano, totalizando 13 séries por posto pluviométrico, e vazão média anual (VMA) e vazão média mensal (VMM) para cada mês do ano, totalizando 13 séries de vazão por posto pluviométrico. Para tanto, foram considerados no SYHDA os anos que tiveram até 31 dias de falhas, em se tratando de séries anuais, e os meses que tiveram até 5 dias de falhas, no caso das séries mensais.

Para cada série constituída, foram aplicados os testes de tendência não-paramétricos de Mann-Kendall e Sen's Slope. O teste de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975) é muito utilizado para detectar tendências monotônicas em séries hidrometeorológicas (ZAMANI et al., 2016). Nele, os valores da variável são comparados com os demais, sempre em ordem sequencial, contabilizando o número de vezes em que os termos restantes são maiores ou menores do que o valor analisado. A estatística S do teste MK é calculada pela seguinte equação (MANN, 1945; KENDALL, 1975):

$$S = \sum_{i=2}^n \sum_{j=1}^{i-1} \text{sinal}(x_j - x_i) \quad (1)$$

Onde:

$$\text{Sinal} = \begin{cases} 1 & \text{se } (x_j - x_i) > 0 \\ 0 & \text{se } (x_j - x_i) = 0 \\ -1 & \text{se } (x_j - x_i) < 0 \end{cases} \quad (2)$$



Quando $n \geq 10$, a estatística S tende à normalidade, com média $E(S) = 0$ e Variância de acordo com a equação 3:

$$Var(S) = \frac{n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^n tp(tp-1)(2tp+5)}{18} \quad (3)$$

A probabilidade associada à S é computada para quantificar estatisticamente a significância da tendência, utilizando a estatística Z_{MK} :

$$Z_{MKcalc} = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{Var(S)}} & \text{se } S > 0 \\ 0 & \text{se } S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{Var(S)}} & \text{se } S < 0 \end{cases} \quad (4)$$

A hipótese de nulidade (H_0) testada é a de que os dados constituem uma amostra aleatória de N valores independentes e identicamente distribuídos, ou seja, não existe tendência na série. Para avaliar a presença de tendência estatisticamente significativa é realizada a comparação do Z_{calc} com o nível de significância (α) adotado para o teste. A Organização Meteorológica Mundial fortemente recomenda o uso do teste de Mann-Kendall, podendo ser associado a outros testes, como o de Sen's Slope (NALLEY et al., 2013; DA SILVA et al., 2015).

O teste de Sen's Slope, desenvolvido por Sen (1968), fornece a magnitude da tendência quando esta é estatisticamente significativa na série. Para isso, o teste seleciona dentre as linhas de inclinação formadas por cada par de pontos da amostra aquela que corresponde à inclinação mediana, indicando se houve ou não tendência e a sua magnitude (HUANG et al., 2014):

$$Q_i = \frac{(x_j - x_k)}{j - k} \quad (5)$$

Em que $i = 1, 2, \dots, n$; X_j e X_k são os valores da variável nos tempos j e k ($j > k$), respectivamente. A mediana (β) dos valores de Q_i representa a magnitude da tendência e é calculada pelas equações 6 e 7:

$$\beta = \frac{1}{2} \left(\frac{T_N}{2} + \frac{T_{N+2}}{2} \right) \dots \text{se } N \text{ é par} \quad (6)$$



$$\beta = \left(\frac{T_{N+1}}{2} \right) \dots \text{se } N \text{ é ímpar} \quad (7)$$

Ambos os testes fornecem informação sobre a presença de tendência e sua magnitude, porém não é possível saber em que momento ao longo do tempo (neste caso, o ano ou mês) em que a mudança nas séries ocorre. Portanto, para este fim, foi utilizado o teste de Pettitt, que é bastante empregado para verificar a homogeneidade de um conjunto de dados (ASFAW et al., 2018).

O teste de Pettitt foi proposto por Pettitt (1979) e é um teste de homogeneidade não-paramétrico que tem como objetivo identificar um único ponto de mudança na série de dados de uma variável. O teste verifica se duas observações pertencem a mesma população e localiza o ponto de mudança brusca na média da série. A estatística U do teste Pettitt é dada por (PETTITT, 1979):

$$U_{t,T} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=i+1}^T D_{ji} \quad (8)$$

Onde:

$$D_{ji} = \begin{cases} -1 & \text{se } (x_j - x_i) > 0 \\ 0 & \text{se } (x_j - x_i) = 0 \\ 1 & \text{se } (x_j - x_i) < 0 \end{cases} \quad (9)$$

A probabilidade $P(t_0)$ do teste é dada pelo índice Kt_0 , no qual ocorre a maior diferença entre duas observações:

$$Kt_0 = \max |U_{t,n}| \quad (10)$$

$$P(t_0) \cong 2 \exp[-6Kt_0 (n^3 + n^2)] \quad (11)$$

No teste de Pettitt, a hipótese de nulidade (H_0) testada é a de que não existe um ponto de mudança brusca significativa na série. Os testes de Mann-Kendall e de Pettitt foram realizados no ambiente do software MATLAB[®] 9.2 (The MathWorks, 2017) e, o de Sen's Slope, com o *Real Statistics Resource Pack 6.2* (ZAIONTZ, 2019). Os três testes foram conduzidos ao nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$), usualmente empregado para esta finalidade (SHEIKH et al., 2014; SILVA et al., 2015; e ASFAW et al., 2018).



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os resultados obtidos com o teste de Mann-Kendall ao nível de significância de 5% indicam que, no período analisado, não há tendência estatisticamente significativa de aumento ou diminuição nas séries de Vazão Média Anual (VMA) e Precipitação Total Anual (PTA). Resultados opostos foram obtidos quando analisados os dados mensais, visto que tendências estatisticamente significativas foram observadas em séries de 2 dos 3 postos fluviométricos e de 8 dos 19 postos pluviométricos (Figura 2).

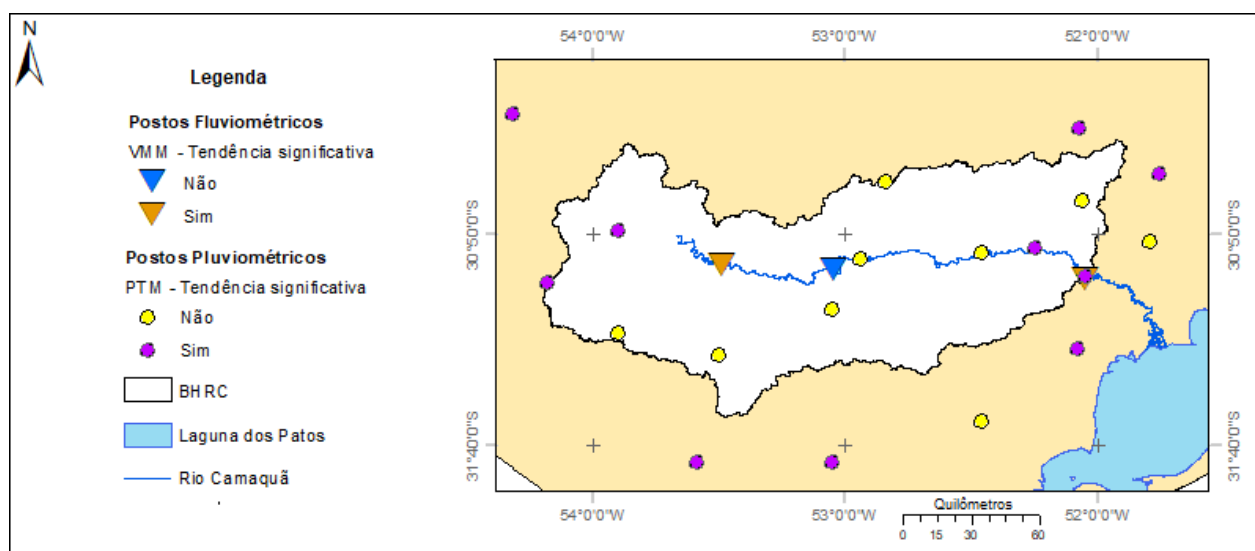


Figura 2 – Postos de monitoramento pluviométrico e fluviométrico cujos dados, no período analisado, apresentaram tendência estatisticamente significativa em séries de Vazão Média Mensal (VMM) e Precipitação Total Mensal (PTM)

Os meses do ano em que as séries apresentaram tendência significativa podem ser observados, para cada posto, na Tabela 2, juntamente com os resultados do teste de Mann-Kendall e a indicação de aumento ou diminuição da variável analisada. Nesta Tabela também podem ser observadas as magnitudes da tendência, obtida pelo teste de Sen's Slope, e o ano em que ocorre a mudança, determinado pelo teste de Pettitt.

Uma vez que a precipitação é a principal forma de entrada de água na bacia hidrográfica, a tendência de aumento da chuva total de outubro é condizente com o aumento das vazões médias de outubro, também significativo e constatado pelos testes empregados. O mesmo pode ser observado com relação a chuva total de abril e maio e a vazão média do mês de maio. De maneira análoga, a redução significativa da precipitação do mês de julho pode ter culminado na diminuição significativa das vazões médias do mês de agosto (Tabela 2). Assim, uma vez que a irrigação de lavouras



(especialmente de arroz) é o uso consuntivo da água superficial mais expressivo na BHRC (98,1%) (SEMA, 2016), e que, geralmente, as lavouras começam a ser inundadas no mês de novembro, medidas de mitigação dos conflitos pelo uso da água existentes hoje na BHRC, tais como antecipação do plantio ou mudança de cultivar, poderiam ser avaliadas com base nesses resultados obtidos neste estudo.

Tabela 2 – Resultado dos testes não-paramétricos de Mann-Kendall, de Sen's Slope e de Pettitt aplicados às séries históricas de chuva total mensal e vazão média mensal consideradas neste estudo

Código do Posto	Tamanho da série (anos)	Coef. de Variação (%)	Mann-Kendall			Sen's Slope	Pettitt		
			p valor	Tendência ● ou ●*	Mês	Magnitude*	Ano*	μ_1^*	μ_2^*
Precipitação Total Mensal						(mm.ano ⁻¹)	(mm.ano ⁻¹)		
3051004	39	48,49	0,038	●	Outubro	2,05	-	-	-
	71	80,53	0,027	●	Abril	0,98	1983	67,15	121,62
3052009	71	74,38	0,007	●	Maio	0,98	1980	64,65	112,35
	71	79,02	0,0003	●	Novembro	1,39	1973	47,85	99,47
	71	70,16	0,017	●	Dezembro	0,86	1956	32,04	88,40
3052011	47	52,69	0,0005	●	Outubro	2,68	1992	106,63	172,20
3053007	70	79,03	0,026	●	Abril	0,90	1974	97,89	161,53
3054018	31	55,88	0,016	●	Outubro	3,74	-	-	-
3152002	50	57,58	0,005	●	Julho	-2,25	1995	189,52	133,69
	50	52,25	0,014	●	Outubro	1,55	1992	118,35	158,9
3152011	56	58,50	0,013	●	Outubro	1,56	-	-	-
3153004	36	58,84	0,017	●	Agosto	2,76	-	-	-
3153007	50	66,10	0,005	●	Julho	-1,73	1984	168,67	95,32
3154003	40	80,55	0,041	●	Novembro	-2,13	-	-	-
Vazão Média Mensal						(m ³ .s ⁻¹ .ano ⁻¹)	(m ³ .s ⁻¹)		
87590000	32	109,47	0,015	●	Maio	4,78	-	-	-
87905000	54	73,97	0,022	●	Agosto	-8,30	-	-	-
87905000	54	66,89	0,007	●	Outubro	6,15	1993	293,98	527,65

*: significativo à 5%; -: ano não significativo à 5%; Tendência significativa de aumento (●) ou diminuição (●); μ_1 e μ_2 são as médias das séries antes e depois do ano de mudança significativo

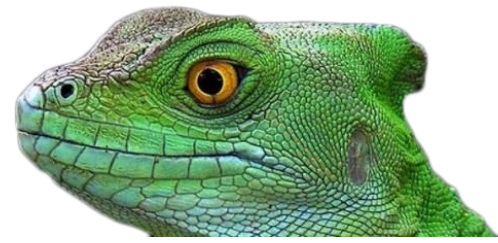
A série histórica de vazões médias de maio observadas no posto fluviométrico mais à montante (87590000), cuja média aritmética é 109,4 m³.s⁻¹, apresentou tendência de aumento na ordem de 4,78 m³.s⁻¹.ano⁻¹ (Tabela 2). Já no posto empregado para delimitação da BHRC (87905000), as séries



históricas de vazões médias dos meses de agosto e outubro apresentaram tendência de diminuição e aumento, respectivamente. Para o mês de agosto, cuja média aritmética é de $506,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, a diminuição verificada pelo teste de Sen's Slope é da ordem de $-8,30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, enquanto que para o mês de outubro, com média aritmética de $415,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o aumento é de $6,15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (Tabela 2). Conforme apontado pelo teste de Pettitt (Figura 3), as vazões médias de outubro tiveram mudança brusca significativa na média em 1993. Para as demais séries, o resultado do teste de Pettitt não foi significativo ao nível de significância de 5%.

Em relação às séries de precipitação total mensal, tendência estatisticamente significativa de diminuição foi observada em 3 locais, a saber (Tabela 2): posto 3152002, no mês de julho ($-2,25 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$); posto 3153007, também no mês de julho ($-1,73 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$); e 3154003, no mês de novembro ($-2,13 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$). Para os postos 3152002 e 3153007, o teste de Pettitt indicou que mudança na média da série de precipitação total de julho ocorreu nos anos de 1995 e 1984, respectivamente (Figura 3). Os gráficos das séries em que o ano foi significativo são demonstrados na Figura 3, ilustrando a diferença na PTM média da série antes e após o ano de mudança. Quanto às 9 ocorrências de tendência estatisticamente significativa de aumento da precipitação total mensal (Tabela 2), destaca-se o fato de que 5 foram observadas para o mês de outubro, sendo 4 de registros de pluviômetros localizados na parte baixa da BHRC. Outros meses que apresentaram tendência de aumento em alguma das séries analisadas foram abril, maio, agosto e novembro, todos com 1 ocorrência.

Além disso, cabe ressaltar o fato de que, nas séries localizadas mais à montante na BHRC (postos 3052009 e 3052011), em que os anos de mudança brusca foram significativos, a PTM média das séries praticamente dobrou no período observado após este ano (Figura 3). Outro ponto a ser destacado é que os anos de mudança brusca identificados pelo teste de Pettitt nas séries de PTM com tendência significativa de aumento, foram anos de ocorrência de El Niño forte e moderado, ou precedidos por este fenômeno. Vários trabalhos (KOUSKY et al., 1984; ROPPELEWSKI e HALPERT, 1987; RAO e HADA, 1990; GRIMM et al., 2000 e GUEDES et al., 2019) vêm demonstrando a relação direta entre El Niño e o aumento da precipitação média no sul do Brasil em geral, mas especialmente na primavera, outono e inverno do ano seguinte. Estudos como o de Gonçalves e Back (2018) e Rodrigues et al. (2019) também constataram um aumento significativo na precipitação da região sudeste do RS e comentaram sobre suas relações com os fenômenos El Niño e La Niña. Com isso, segundo Zanchin et al. (2017), entre 2003 e 2015, cidades da região Sudeste do estado como Pelotas, Rio Grande, Piratini e São Lourenço já observam os efeitos das mudanças na precipitação, sendo que 58% dos desastres naturais que ocorrem nos municípios da região sul do estado são enchentes e enxurradas. Associado a isso, na região sudeste do RS ocorrem os solos hidromórficos, que são



caracterizados como naturalmente mal drenados (SILVA e PARFITT, 2004) e acabam favorecendo estas ocorrências.

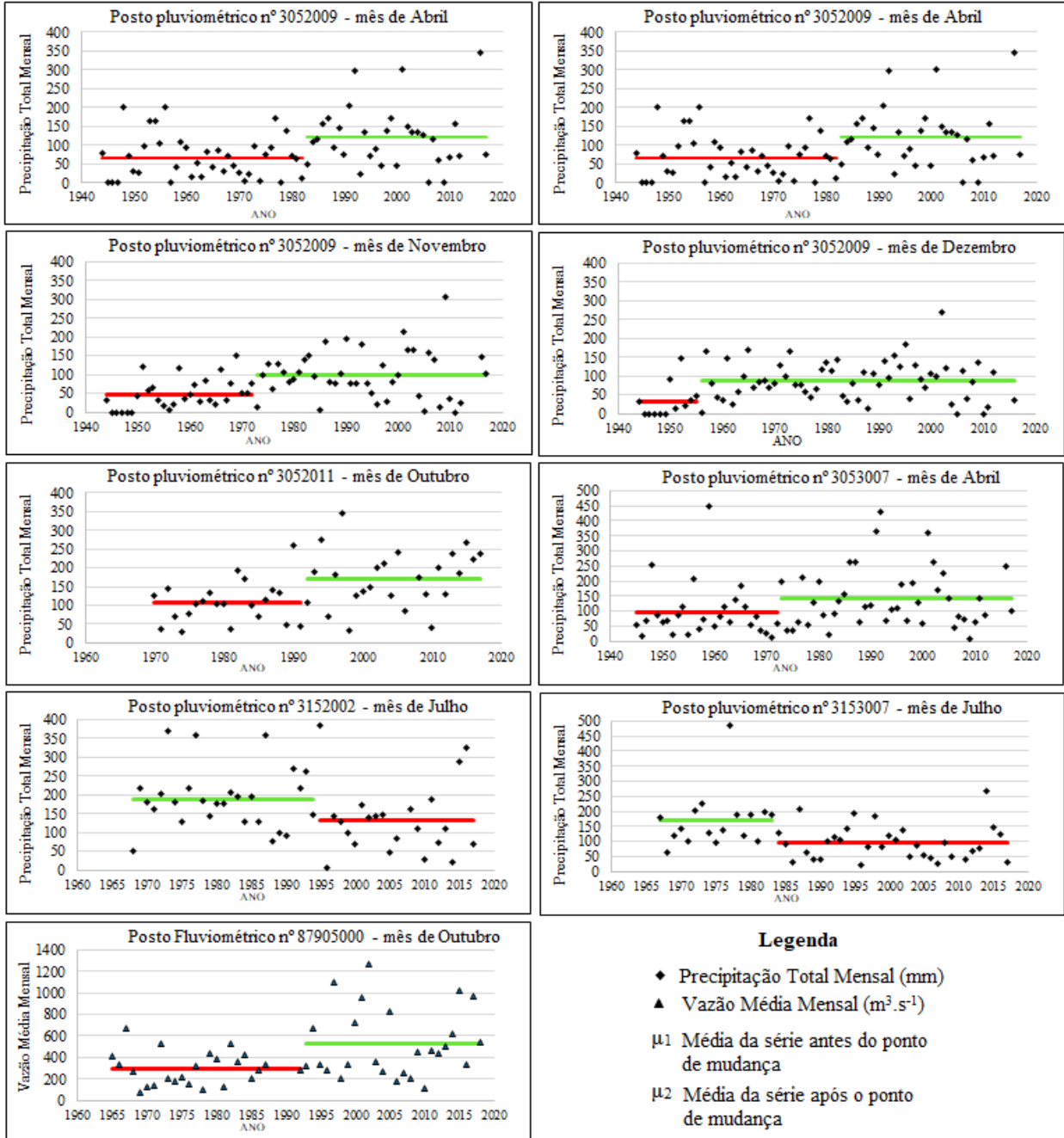


Figura 3 – Gráficos das séries de PTM e VMM em que o ano identificado pelo teste Pettitt foi significativo a 5%



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Deste estudo concluiu-se que as séries históricas de vazão média anual e precipitação total anual não possuem tendências temporais significativas, porém as mesmas são constatadas quando analisadas tais variáveis na escala mensal. Além disso, com base nas análises feitas com os testes de tendência não-paramétricos, foi possível inferir sobre consequências positivas do aumento da PTM, que favorecem a disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica, mas também sobre suas consequências negativas como acarretar em um aumento na ocorrência de enchentes, inundações e alagamentos que podem acarretar em danos ao meio socioeconômico e ambiente.

Ademais, cabe destacar que esta foi uma análise preliminar que teve como objetivo subsidiar os próximos estudos de modelagem hidrológica na BHRC, os quais permitirão avaliar, a partir das tendências de aumento ou diminuição, a disponibilidade hídrica ao longo do século XXI com base em projeções do clima futuro. E ainda, salienta-se a importância de estudos que conduzem análises como estas, principalmente utilizando testes não-paramétricos, pois são conhecidos por sua aplicabilidade e confiabilidade em testar a hipótese de tendência em séries temporais de variáveis hidrológicas como a chuva e a vazão, podendo auxiliar no uso, planejamento e gestão dos recursos naturais.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Asfaw, Amogne et al. Variability and time series trend analysis of rainfall and temperature in northcentral Ethiopia: A case study in Woleka sub-basin. *Weather and Climate Extremes*, v. 19, p. 29-41, 2018.
- Cera, Jossana Ceolin; Ferraz, Simone Erotildes Teleginski. Climate Variability in Southern Brazil Precipitation in Present and Future Climate. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 30, n. 1, p. 81-88, 2015.
- CGBHRC. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Camaquã. A bacia hidrográfica. Acesso em: 15 de abril de 2019. Disponível em: <<http://www.comitecamaqua.com/index.php/a-bacia-hidrografica/caracterizacaogeral>>.
- Da Silva, Richarde Marques et al. Rainfall and river flow trends using Mann–Kendall and Sen’s slope estimator statistical tests in the Cobres River basin. *Natural Hazards*, v. 77, n. 2, p. 1205-1221, 2015.
- Friedman, Milton. The use of ranks to avoid the assumption of normality implicit in the analysis of variance. *Journal of the American Statistical Association*, v. 32, n. 200, p. 675-701, 1937.
- Gonçalves, Fabiane N.; Back, Álvaro J. Análise da variação espacial e sazonal e de tendências na precipitação da região sul do Brasil. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 41, n. 3, p. 11-20, 2018.
- Grimm, A.M.; Barros, V.R.; Doyle, M.E. 2000. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña events. *Journal of Climate* 13, 35–58.



- Guedes, Hugo Alexandre Soares; Priebe, Priscila dos Santos; Manke, Emanuele Baifus. Tendências em Séries Temporais de Precipitação no Norte do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 34, n. 2, p. 283-291, 2019.
- Hadju, G., Tesfaye, K., Mamo, G., & Kassa, B. (2013). Trend and variability of rainfall in Tigray, Northern Ethiopia: Analysis of meteorological data and farmers' perception. *Academia Journal of Environmental Sciences*, pp.1-13.
- Huang, J.; Sun, S.; Xue, Y. & Zhang, J. (2014) – Spatial and temporal variability of precipitation indices during 1961-2010 in Hunan Province, central south China. *Theoretical and Applied Climatology*, vol. 118, n. 3, p. 581-595. <https://doi.org/10.1007/s00704-013-1087-6>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio Grande do Sul. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/panorama>>. Acesso em: 15 de fevereiro de 2020
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa dos Biomas. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html>>. Acesso em: 12 de fevereiro de 2020
- Kendall, M.G. (1975) – Rank Correlation Methods, 4th ed., Charles Griffin: London.
- Kousky VE, Kayano MT, Cavalcanti IFA. 1984. A review of the Southern Oscillation: oceanic-atmospheric circulation changes and related rainfall anomalies. *Tellus*, 36A: 490 – 504.
- Kuinchtner, A.; Buriol, G. A. (2016). “*Clima do Estado do Rio Grande do Sul segundo a classificação climática de Köppen e Thornthwaite*”. *Disciplinarum Scientia Naturais e Tecnológicas*, 2(1), pp. 171-182.
- Kuplich, Tatiana Mora; CAPOANE, Viviane; COSTA, Luis Fernando Flenik. O avanço da soja no bioma Pampa. *Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul*, n. 31, p. 83-100, 2018.
- LEE, Taesam. Mann-Kendall with Missing Values and Same Values. MATLAB Central File Exchange, 2019. Acessado em 26 de ago. de 2019. Online. Disponível em: <https://www.mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/70408-mann-kendall-with-missing-values-and-same-values>
- Mann, Henry B.; WHITNEY, Donald R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *The annals of mathematical statistics*, p. 50-60, 1947.
- Matlab 2017a, The MathWorks, Inc., Natick, Massachusetts, United States.
- Matzenauer, Ronaldo; RADIN, Bernadete; MALUF, Jaime Ricardo Tavares. O fenômeno ENOS e o regime de chuvas no Rio Grande do Sul. *Agrometeoros*, v. 25, n. 2, 2018.
- Naghetini, M. *Fundamentals of Statistical Hydrology*. Cham: Springer, 2017.
- Nalley, D. et al. Trend detection in surface air temperature in Ontario and Quebec, Canada during 1967–2006 using the discrete wavelet transform. *Atmospheric Research*, v. 132, p. 375-398, 2013.
- Onyutha, Charles. Identification of sub-trends from hydro-meteorological series. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, v. 30, n. 1, p. 189-205, 2016.
- Pettitt, A. N. A non-parametric approach to the change-point problem. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, v. 28, n. 2, p. 126-135, 1979.
- Pinheiro, Adilson; Graciano, Regina Luiza Gouvêa; Severo, Dirceu Luís. Tendência das séries temporais de precipitação da região sul do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 28, n. 3, p. 281-290, 2013.



- Radin, Bernadete; Schönhofen, André; Tazzo, Ivonete Fátima. Impacto da quantidade e frequência de chuva no rendimento da soja. *Agrometeoros*, v. 25, n. 1, 2018.
- Rao, V.B.; Hada, K. 1990. Characteristics of rainfall over Brazil: annual variations and connections with the Southern Oscillation. *Theoretical and Applied Climatology* 42, 81–90.
- Rodrigues, Aryane Araujo; Vargas, Marcelle Martins; Torman, Maria Paula Feitosa; Caldeira, Tamara Leitzke; Siqueira, Tirezah Moreira. Análise de tendência em séries de precipitação máxima diária anual no estado do Rio Grande do Sul. *Anais da V Semana Integrada da UFPel – XXI Encontro de Pós-Graduação*. 2019. Disponível em: https://cti.ufpel.edu.br/siepe/arquivos/2019/EN_02422.pdf
- Roesch, Luiz Fernando Wurdig et al. The Brazilian Pampa: a fragile biome. *Diversity*, v. 1, n. 2, p. 182-198, 2009.
- Ropelewski CF, Halpert MS. 1987. Global and regional scale precipitation patterns associated with the El Niño-Southern Oscillation. *Monthly Weather Review*, 115: 1606 – 1626.
- Sansigolo, C.A.; Kayano, M.T. Trends of seasonal maximum and minimum temperatures and precipitation in Southern Brazil for the 1913-2006 period. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 101, n. 1-2, p. 209-216, 2010.
- SEMA. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. Plano da Bacia Hidrográfica do Camaquã 2015-2035: Relatório Executivo. Porto Alegre, 2016. 58 p.
- Sen P. K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau J. 1998. *Am. Stat. Assoc.* 63 1379–89
- SEPLAG. Atlas Socioeconômico do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Secretaria do Planejamento e Desenvolvimento Regional. 2019. Accessed: 2 de fevereiro de 2020.
- Sheikh, M. M.; Manzoor, B.; Ashraf, M.; Adnan, M.; Collins, S.; Hameed, M. J.; Manton, A. U.; Ahmed, S. K. Baidya, H. P.; Borgaonkar, N. Islam, D.; Jayasinghearachchi, D. R.; Kothawale, K. H. M. S.; Premalal, J. V.; Revadekarh M. L. Shresthak Trends in extreme daily rainfall and temperature indices over South Asia. *International Journal of Climatology*, v. 35, n. 7, p. 1625-1637, 2015.
- Sobral, Bruno Serafini et al. Variabilidade espaço-temporal e interanual da chuva no estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 22, 2018.
- Soro, Gneneyougo Emile.; Noufé, D.; Albert, T.; Shorohou, B. Trend analysis for extreme rainfall at sub-daily and daily timescales in Côte d'Ivoire. *Climate*, v. 4, n. 3, p. 37, 2016.
- Theil, Henri. A rank-invariant method of linear and polynomial regression analysis. In: Henri Theil's contributions to economics and econometrics. Springer, Dordrecht, 1992. p. 345-381.
- Vargas, M. M.; Beskow, S.; Caldeira, T. L.; Correa, L. L.; Cunha, Z. A. SYHDA. (2019). System of Hydrological Data Acquisition and Analysis. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 24 (11).
- Westra, Seth; Alexander, Lisa V.; Zwiers, Francis W. Global increasing trends in annual maximum daily precipitation. *Journal of climate*, v. 26, n. 11, p. 3904-3918, 2013.
- World Metrology Organization (WMO) (2012). Standardized Precipitation Index User Guide WMO-No. 1090 7 ISBN 978-92-63-11091-6. Available at: <http://www.meteo-ethiopia.net/climate.htm>.
- Yue, S.; Pilon, p. & Cavadias, G. (2002) – Power of the Mann-Kendall and Spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. *Journal of Hydrology*, vol. 259, n. 1-4, p. 254-271. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00594-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00594-7)
- Yue, Sheng; Hashino, Michio. Long term trends of annual and monthly precipitation in Japan 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, v. 39, n. 3, p. 587-596, 2003.



Zaiontz, Charles, 2020. Real Statistics Resource Pack software (Release 6.8). Copyright (2013 - 2020). Available: <http://www.real-statistics.com/>

ZANCHIN, Mayara et al. (2017). Adequação dos Municípios do Sul do Rio Grande do Sul à Política Nacional de Proteção e Defesa Civil.

Zamani, R., Mirabbasi, R., Abdollahi, S., Jhajharia, D., 2016. Streamflow trend analysis by considering autocorrelation structure, long-term persistence, and Hurst coefficient in a semi-arid region of Iran. *Theoretical and Applied Climatology*, 129(1-2), 33- 45. doi: 10.1007/s00704-016-17

Zhang, Shurong; LU, X. X. Hydrological responses to precipitation variation and diverse human activities in a mountainous tributary of the lower Xijiang, China. *Catena*, v. 77, n. 2, p. 130-1



ELABORAÇÃO DE PROJETOS INDIVIDUAIS DE PROPRIEDADES – PIPS NO ÂMBITO DO PROJETO PRODUTOR DE ÁGUA NA BACIA DO RIBEIRÃO PIPIRIPAU - DF COMO INSTRUMENTO DE GESTÃO AMBIENTAL DE IMÓVEIS RURAIS

| ID 15749 |

1 Anne Caroline Lôbo Borges, 2 Icléa Almeida de Queirós Silva, 3 Kelly Cristina Dutra da Silva, 4 Marcos de Lara Maia, 5 Priscilla Regina da Silva, 6 Sumar Magalhães Ganem, 7 Valquíria Peres da Silva
1 Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal – EMATER-DF, e-mail: anne.borges@emater.df.gov.br; 2 Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal – EMATER-DF, e-mail: iclea.silva@emater.df.gov.br; 3 Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal - ADASA, e-mail: kellycristinadutra@gmail.com; 4 Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal – EMATER-DF, e-mail: marcos.maia@emater.df.gov.br; 5 Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal – EMATER-DF, e-mail: priscilla.silva@emater.df.gov.br; 6 Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal – EMATER-DF, e-mail: sumar.ganem@emater.df.gov.br; 7 Consultora Ambiental, e-mail: valperes_silva@hotmail.com

| RESUMO |

O Projeto Produtor de Água na Bacia do Ribeirão Pípiripau, localizado no Distrito Federal, foi implementado em 2011 e visa proporcionar a melhoria da disponibilidade de água em qualidade e quantidade, com isso prevê apoio técnico e financeiro à execução de ações de conservação de água e solo. O Projeto funciona por meio de adesão voluntária de produtores rurais que se proponham a adotar práticas e manejos conservacionistas em seus imóveis rurais. Após a adesão é elaborado o Projeto Individual de Propriedade - PIP que tem como objetivo caracterizar o uso e manejo do solo do imóvel rural, identificar as Áreas de Preservação Permanente – APPs, remanescentes de vegetação nativa e propor melhorias na que tange aos serviços ecossistêmicos na bacia. Tendo o PIP como instrumento de gestão ambiental do imóvel rural as áreas da propriedade são observadas no âmbito da legislação ambiental pertinente. Esse instrumento é importante na proposição de ações/soluções para a mitigação dos impactos hídricos e ambientais desenvolvidos pelas atividades rurais visando à adequação ambiental e sensibilização dos produtores rurais.

Palavras-chave: gestão ambiental; recursos hídricos; sustentabilidade rural.

| INTRODUÇÃO |

A Lei das Águas, instituída pela Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, estabelece a bacia hidrográfica como unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos. Sendo assim, a água representa o componente principal de integração e análise no manejo com os outros recursos ambientais. Segundo BALBINOT et al. (2008), as alterações do uso e cobertura do



solo em bacias hidrográficas influenciam de forma positiva ou negativa nas propriedades do solo, nas características da água dos rios e no ciclo hidrológico de um manancial. Deste modo, a sustentabilidade de uma bacia hidrográfica é importante para garantir a quantidade e qualidade dos recursos hídricos e dos serviços ecossistêmicos.

A conservação do solo e da vegetação nativa constituem elementos fundamentais para manutenção, disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos. A utilização de práticas conservacionistas no uso e manejo do solo visa garantir o abastecimento dos lençóis freáticos, evitar o escoamento superficial e erosão. Em áreas desprovidas de vegetação há carreamento de sedimentos para o rio, o que ocasiona o aumento da turbidez e o assoreamento. Portanto, a conservação da cobertura vegetal favorece a infiltração e a redução do volume de água que chega ao solo, por meio da interceptação e contribui com a proteção do solo.

Com o intuito de promover a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo, a Agência Nacional de Águas - ANA criou o Programa Produtor de Água - PPA, que incentiva o produtor rural a investir em ações que ajudem a preservar os recursos hídricos. O Programa utiliza o conceito de Pagamento por Serviços Ambientais - PSA, que estimula os produtores a investirem na adoção de práticas conservacionistas de manejo em seus imóveis rurais para conservação de água e solo recebendo apoio técnico e financeiro para implementação das ações. (ANA, 2012).

Segundo a ANA, atualmente há 60 Projetos Produtores de Água no Brasil. Dentre esses, destaca-se o Projeto Produtor de Água na Bacia do Ribeirão Pípiripau, localizado no Distrito Federal. O principal objetivo desse Projeto é proporcionar a melhoria da disponibilidade de água em qualidade e quantidade, com isso prevê apoio técnico e financeiro à execução de ações de conservação de água e solo, tais como: construção de terraços e bacias de infiltração; readequação de estradas vicinais; recuperação e proteção de nascentes; reflorestamento das Áreas de Preservação Permanente - APP e reserva legal; agricultura sustentável (plantio direto, sistemas agrossilvipastoris e sistemas agroflorestais). Além do Pagamento por Serviço Ambiental - PSA, compensação financeira aos produtores rurais que comprovadamente contribuam para a proteção e recuperação de mananciais, gerando benefícios para a bacia e para a população.

A bacia hidrográfica do ribeirão Pípiripau possui área de 23.527,36 hectares, sendo que cerca de 90,3% de sua área encontra-se no Distrito Federal, na região administrativa de Planaltina e o restante 9,7% encontra-se no Estado de Goiás, onde está situada a nascente do ribeirão Pípiripau (Figura 1). O curso d'água possui a extensão de 41 km e é afluente do rio São Bartolomeu. A bacia engloba três núcleos rurais sendo o Taquara, Pípiripau, Santos Dumont, além de outras áreas rurais denominadas Pípiripau II, parte do Córrego Mestre D'Armas e o Assentamento da Reforma Agrária Oziel Alves III.

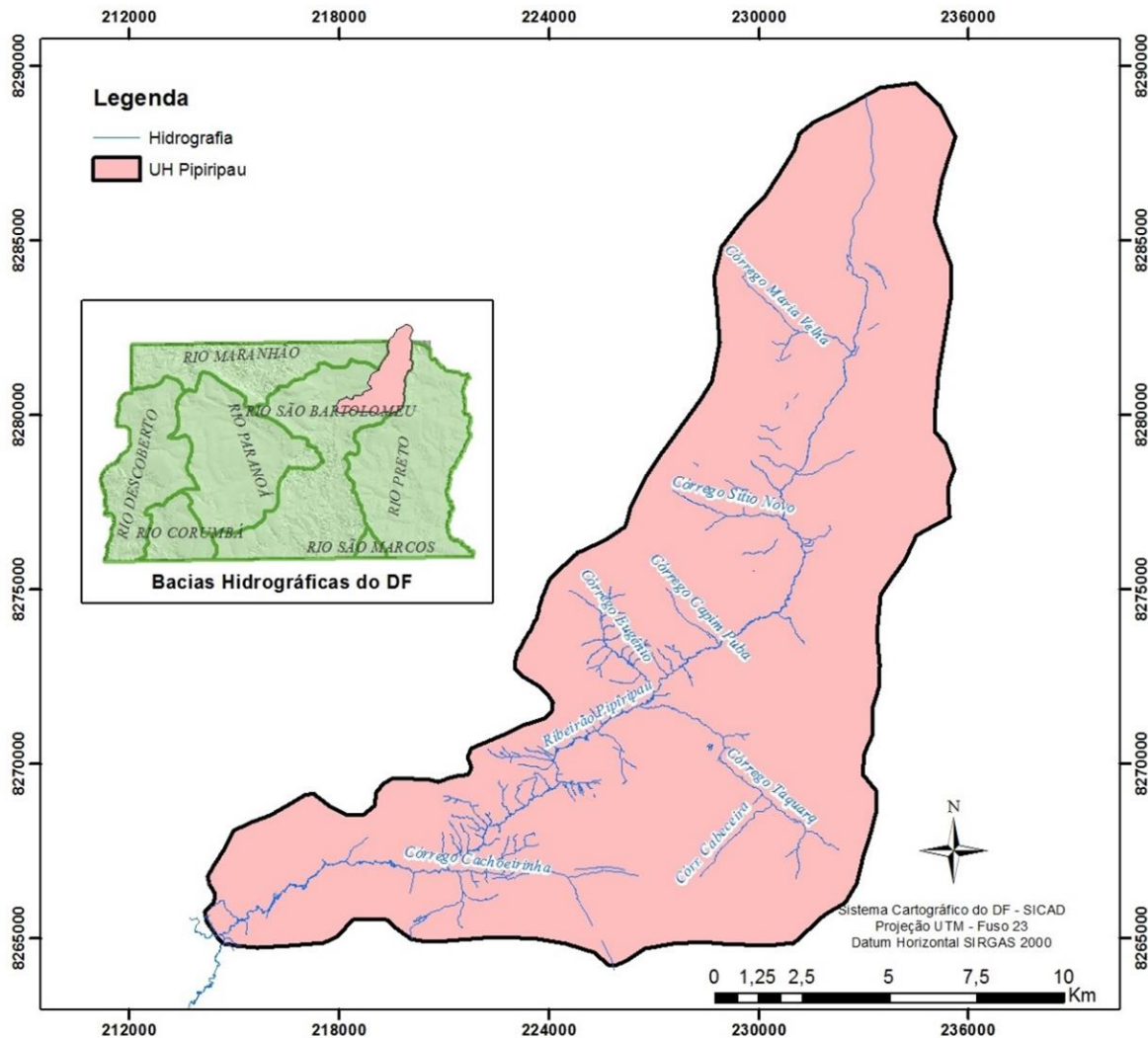


Figura 1: Bacia hidrográfica do ribeirão Pipiripau DF/GO

A bacia do Ribeirão Pipiripau desenvolve forte atividade agrícola no Distrito Federal, com destaque para a produção de olerícolas, frutas, grãos, carnes, além de atividades de lazer, proteção ambiental e captação de água para abastecimento humano. Na parte superior da bacia, no Estado de Goiás, ocorre extração de areia.

Os núcleos rurais localizados na bacia a tornam também uma expressiva área de produção de hortaliças, destacando-se o pimentão, com o uso de tecnologias como irrigação localizada e cultivo protegido, notadamente nos núcleos rurais de Taquara e Pipiripau, com elevado nível de organização dos produtores e assistência técnica constante. Na bacia do Pipiripau existem aproximadamente 590 imóveis rurais.



O Projeto Produtor de Água foi concebido na Bacia do Ribeirão Pipiripau por ser uma bacia estratégica, tendo múltiplos usos da água, com predominância de atividade agrícola (irrigação) e abastecimento humano (população urbana de cerca de 160 mil habitantes nas regiões administrativas de Planaltina e Sobradinho) e conseqüentemente conflitos pelo uso da água.

A escassez pelo recurso hídrico surgiu desde a época da implantação dos núcleos rurais, mas o agravamento e os conflitos foram acentuados principalmente após o início da captação de água para o abastecimento humano pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB. Com isso o poder público tomou algumas medidas para enfrentar as dificuldades da gestão do recurso hídrico dessa bacia. Dentre elas a implementação de um projeto com a metodologia do Programa Produtor de Água (LIMA & RAMOS, 2018).

Em 2003 devido à grande demanda de recursos hídricos e conflitos foi criada a Comissão de Acompanhamento do Programa de Regularização de Usos na Bacia do Ribeirão Pipiripau, com representantes do Governo Federal (ANA), locais (órgãos ambientais e agropecuários do Distrito Federal) e da sociedade civil, coordenada pela ANA. Posteriormente, em 2010 foi elaborado o diagnóstico da bacia sob coordenação da *The Nature Conservancy* - TNC e em 2011 foi assinado o primeiro Acordo de Cooperação Técnica – ACT por treze instituições para implementação das ações do Projeto Produtor de Água (LIMA & RAMOS, 2018). Em 2017 foi assinado o segundo ACT, estando em vigência com a participação de 17 instituições parceiras.

A adesão do produtor rural ao Projeto Produtor de Água no Pipiripau é voluntária. Após o produtor manifestar interesse é realizada visita ao imóvel rural e é elaborado o Projeto Individual da Propriedade - PIP, documento que norteará as ações de adequação ambiental e que será utilizado como base no cálculo do Pagamento por Serviços Ambientais - PSA.

| METODOLOGIA |

Os Projetos Individuais de Propriedades - PIPs são projetos técnicos que tem como objetivo diagnosticar o imóvel rural por meio da caracterização do uso e manejo do solo, das APPs e remanescentes de vegetação nativa utilizando o Código Florestal e demais legislações pertinentes como mecanismo legal de adequação ambiental. Cabe ressaltar que o PIP é utilizado como base no cálculo do PSA para geração do contrato de cinco anos, por meio da descrição e classificação da área por glebas e modalidades no âmbito do Projeto Produtor de Água no Pipiripau.

A mobilização dos produtores rurais decorre principalmente do trabalho diário dos extensionistas rurais da Emater-DF que possui um banco de dados atualizado com cadastro dos



produtores da bacia hidrográfica do ribeirão Pípiripau. A sensibilização ocorre por meio de visitas rotineiras às propriedades, ou por meio de palestras, reuniões técnicas e dias de campo promovidos pela Emater-DF. Ocorre também a mobilização entre os próprios produtores vizinhos de propriedades.

Para adesão ao Projeto o produtor preenche uma ficha de inscrição na Emater-DF. A partir do cadastramento do produtor rural no projeto, a Emater-DF agenda uma visita técnica para avaliar a necessidade de práticas conservacionistas na propriedade, diagnosticando os usos do solo, a situação das APPs e a presença de remanescentes de vegetação nativa. Esses dados são subsídios para o PIP, cuja elaboração é coordenada e realizada pela Emater-DF, com a colaboração da Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal - Adasa.

O trabalho é iniciado no escritório com a identificação da localização do imóvel rural e confecção de um mapa para orientação durante a visita técnica. Utiliza-se os *shapes* de malha fundiária para delimitação da propriedade e em posse da imagem mais recente do *Google Earth* é feita a conferência do limite, baseando-se nas estradas, cursos d'água, entre outros. Cabe ressaltar que o limite pré-definido em alguns casos não é o limite real da propriedade, ele serve de apoio para nortear os técnicos durante a visita a campo. As áreas úmidas também são visualmente delimitadas para conferência *in loco*.

As ações propostas no PIP englobam três modalidades de Pagamento por Serviço Ambiental: conservação do solo; restauração ou conservação de APP e/ou vegetação nativa em até 20% da área total, desconsiderando APP; e conservação de remanescentes de vegetação nativa.

Para identificar quais ações de conservação ou recuperação serão necessárias, a equipe de elaboração de PIP visita a propriedade rural e, com auxílio de GPS (Global Positioning System), levanta informações como: a poligonal do imóvel, o uso atual do solo e os aspectos ambientais. Os dados, processados em um Sistema de Informações Geográficas (SIG) no ambiente do ArcGis 10.2, são sobrepostos às informações de uso do solo e as respectivas modalidades de PSA, resultando em um croqui da propriedade dividido em glebas por modalidade de pagamento. O PIP apresenta, para cada gleba, uma descrição específica e ações necessárias ao aumento da produção de água no imóvel. Para melhor visualização e entendimento do projeto, são anexados a ele dois croquis: um mostrando o uso atual do solo e o outro a proposta técnica relacionada aos serviços ambientais.

As informações detalhadas, constantes no PIP segue o Edital n.º 01/2017 – Pagamento por Serviços Ambientais a Produtores Rurais da Bacia do Pípiripau, da Adasa. O roteiro é dividido em três partes, sendo elas: 1. Dados do Produtor e da Propriedade; 2. Informações Necessárias para o Projeto Individual da Propriedade – PIP; e 3. Responsável Técnico.



No tópico “1. Dados do Produtor e da Propriedade” contém as informações: Nome do produtor, Endereço do produtor, Contato, RG, CPF, Nome da propriedade, Área Total da propriedade, Endereço da propriedade, Trecho da bacia, Coordenadas da poligonal da propriedade, Localização, Documento de ocupação da terra, Quadro de áreas, Registro no CAR e data de cadastro, Enquadramento das modalidades e Croqui do uso atual do solo.

No tópico “2. Informações Necessárias para o Projeto Individual da Propriedade – PIP” as glebas são descritas de acordo com seu uso atual e futuro, e classificadas por modalidades, que podem ser: Modalidades I – Conservação de Solo (Uso Agropecuário e Estradas Internas), Modalidade II – Restauração ou Conservação de APP e/ou Vegetação Nativa em até 20% da área total, desconsiderando APP (Práticas de conservação de APP; Práticas de Conservação de Vegetação Nativa em até 20% da área total, desconsiderando APP; Práticas de Restauração de APP; Prática de Restauração de Vegetação Nativa em até 20% da área total, desconsiderando APP) e Modalidade III – Conservação de Remanescente de Vegetação Nativa.

No Tópico “3. Responsável Técnico” é apresentado um quadro denominado “Proposta do Produtor”, onde é preenchido o total em hectares por modalidade do Projeto Executivo Proposto e a Proposta do Produtor; contém o nome e a assinatura do responsável técnico pelo projeto, o respectivo número de registro e nome do órgão de representação de classe, identificação da equipe de apoio, a data da visita na propriedade e a assinatura do Produtor Rural. Ao final do PIP são anexadas fotos da propriedade.

Após a elaboração do PIP é agendado com o produtor uma nova visita para apresentação do Projeto e apreciação do mesmo. Cabe ressaltar que como o Projeto é de adesão voluntária, há casos em que o produtor rural não aceita em sua totalidade as ações propostas no PIP, nessa situação é elaborado um mapa de aceite que contém apenas as glebas aprovadas pelo produtor. Na ocasião da revisita os produtores recebem uma via do PIP.

| RESULTADOS |

O Projeto Individual da Propriedade - PIP do Projeto Produtor de Água no Projeto Pípiripau identifica o uso atual do solo, situação das APPs, vegetação nativa e propõe as práticas ambientalmente adequadas a serem implementadas no imóvel rural.

Entre outubro de 2012 a novembro de 2018, 193 propriedades aderiram ao Projeto Produtor de Água no Pípiripau, o que representa cerca de 27% da área total da bacia, conforme observado na Figura 2.

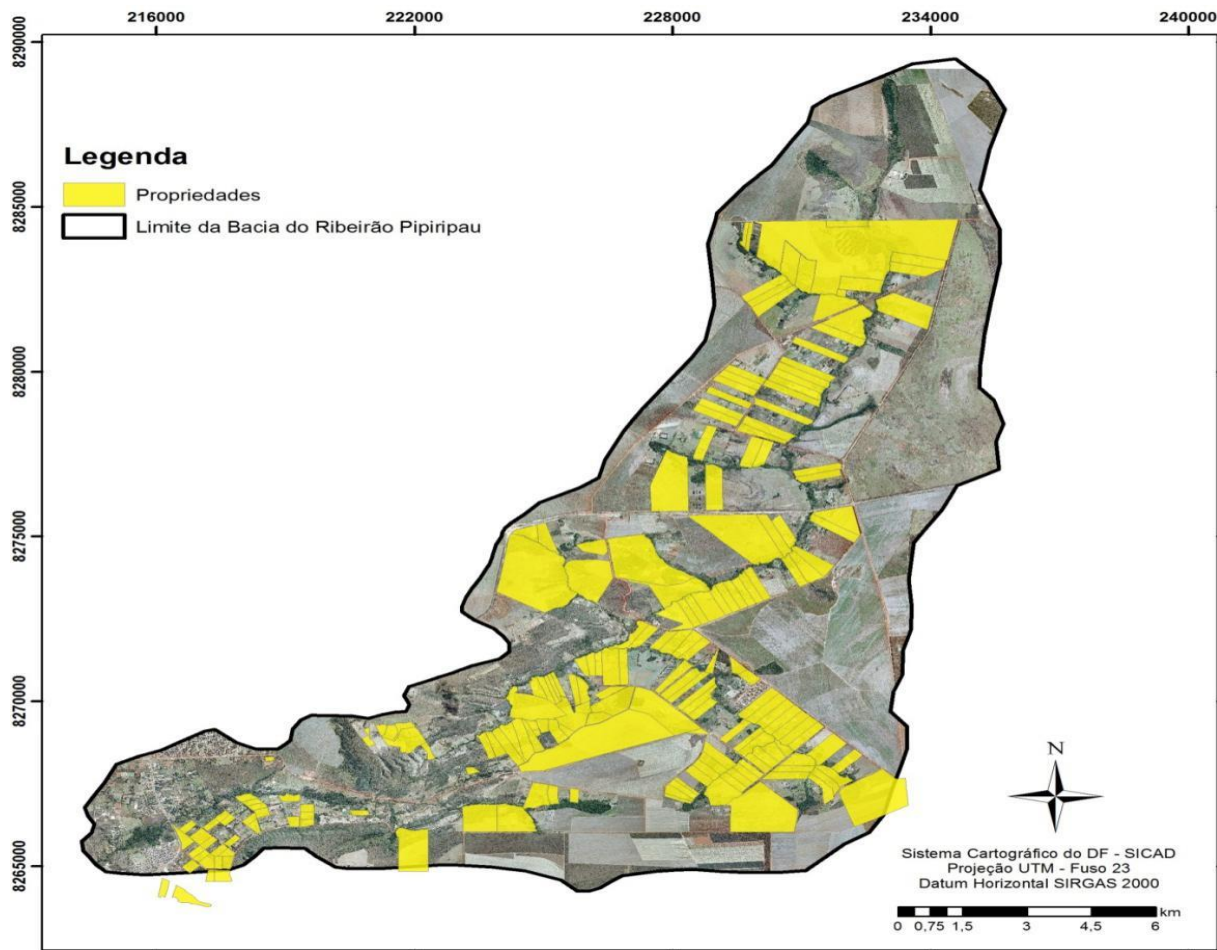


Figura 2: Propriedades participantes do Projeto Produtor de Água no Pipiripau (2012 -2018)

Essas propriedades inscritas no Projeto Produtor de Água no Pipiripau somam em área da Modalidade I - Conservação de Solo 3.810,86 hectares (Figura 3).

Quanto as Áreas de Preservação Permanente - APPs (Figura 4), foram identificados 602,03 hectares, sendo que 446,30 hectares constituem área preservada e 122,84 hectares são áreas destinadas à restauração. Cabe ressaltar que do total de APPs identificadas 32,89 hectares constituem áreas consolidadas, onde é permitida a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de acordo com o Código Florestal.

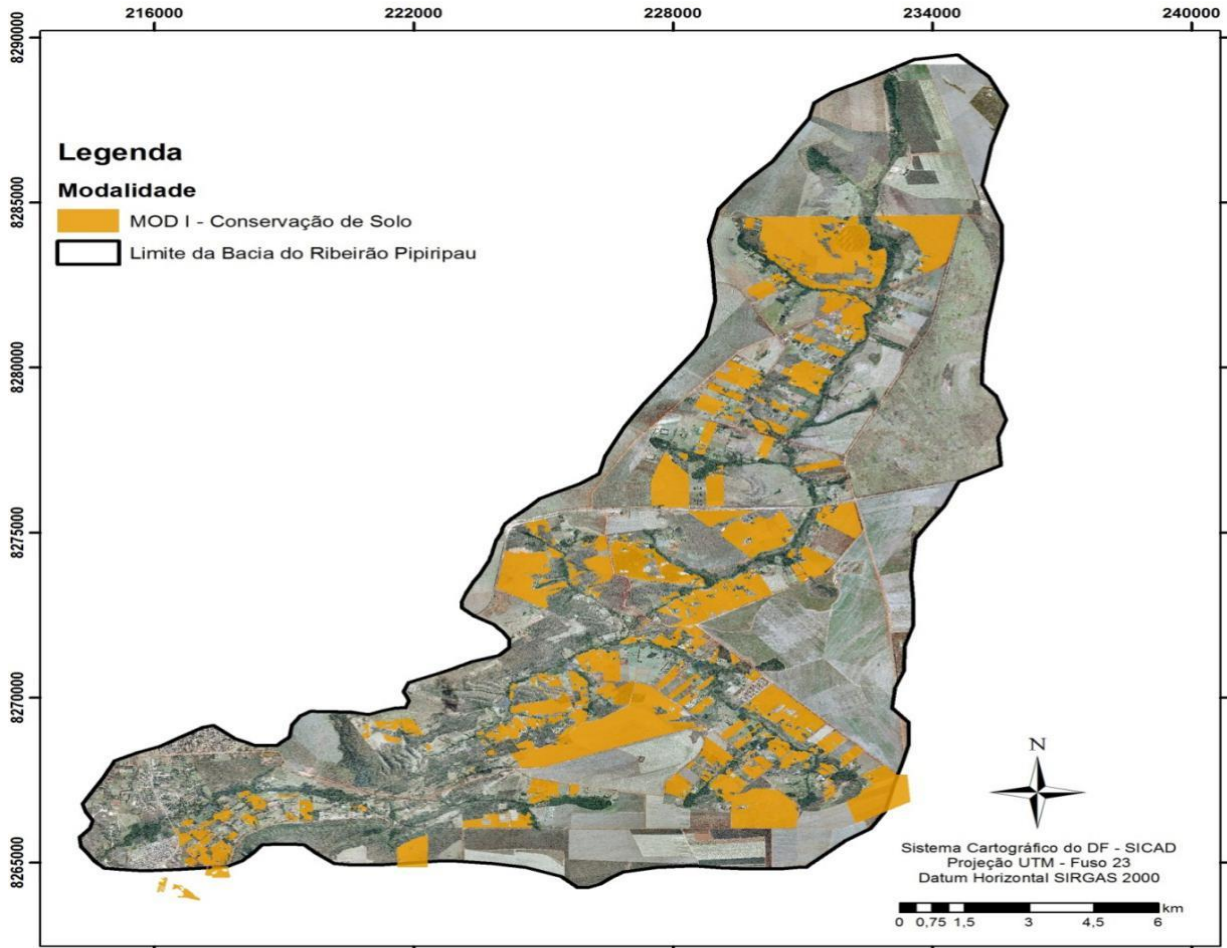
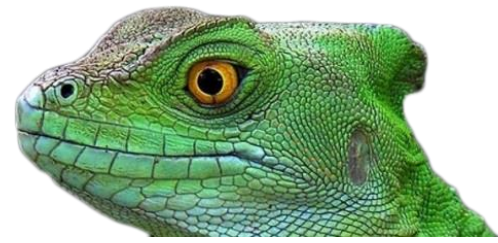


Figura 3: Modalidade I – Conservação de Solo

Desconsiderando as APPs identificadas foram mapeadas as áreas de vegetação nativas preservadas em até 20% da área total da propriedade, áreas remanescentes de vegetação nativa e a restaurar (Figura 5). Sendo que a área total de vegetação nativa é de 937,31 hectares, as áreas de vegetação conservadas representam 555,66 hectares, as áreas a restaurar somam 135,77 hectares e a vegetação remanescente 245,88 hectares.

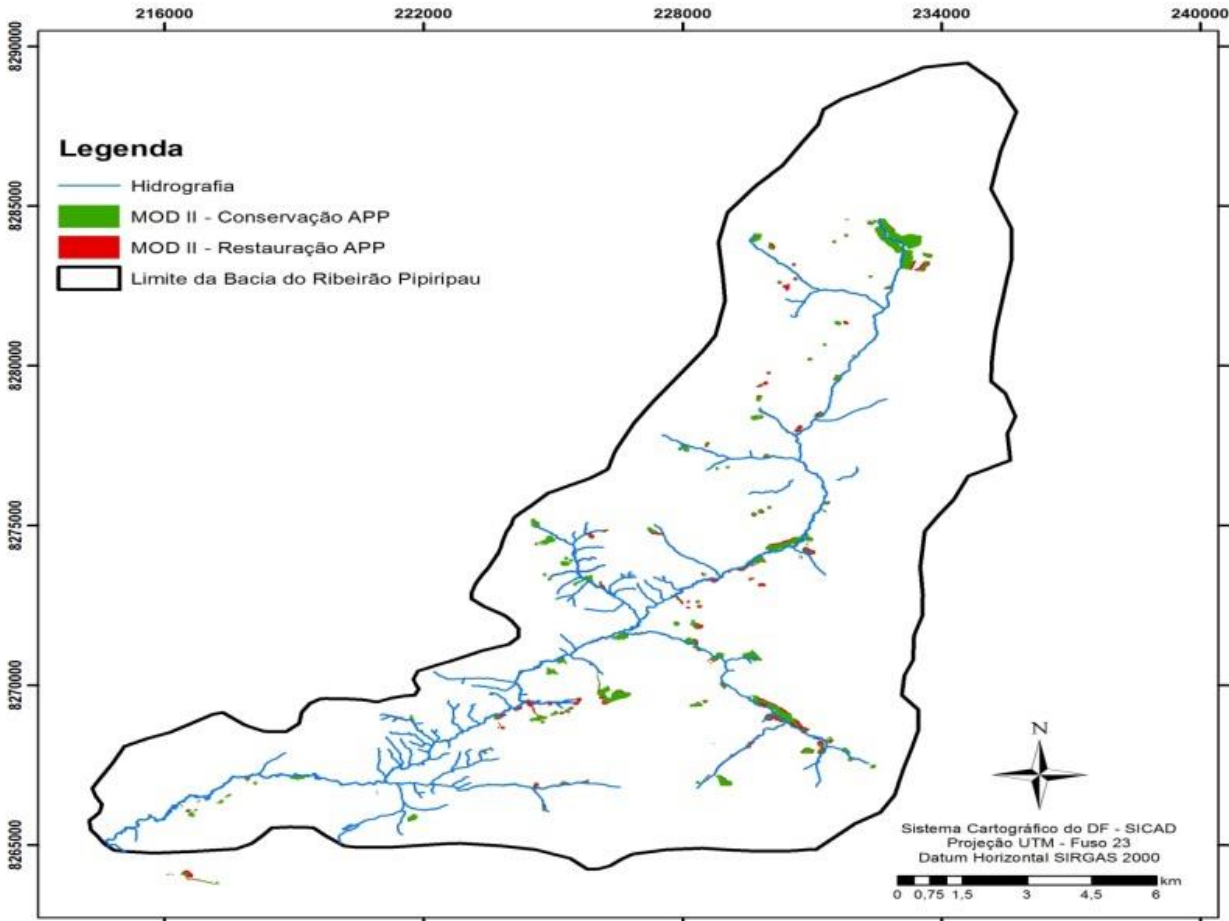


Figura 4: Áreas de Preservação Permanente - APPs Conservadas e a Restaurar

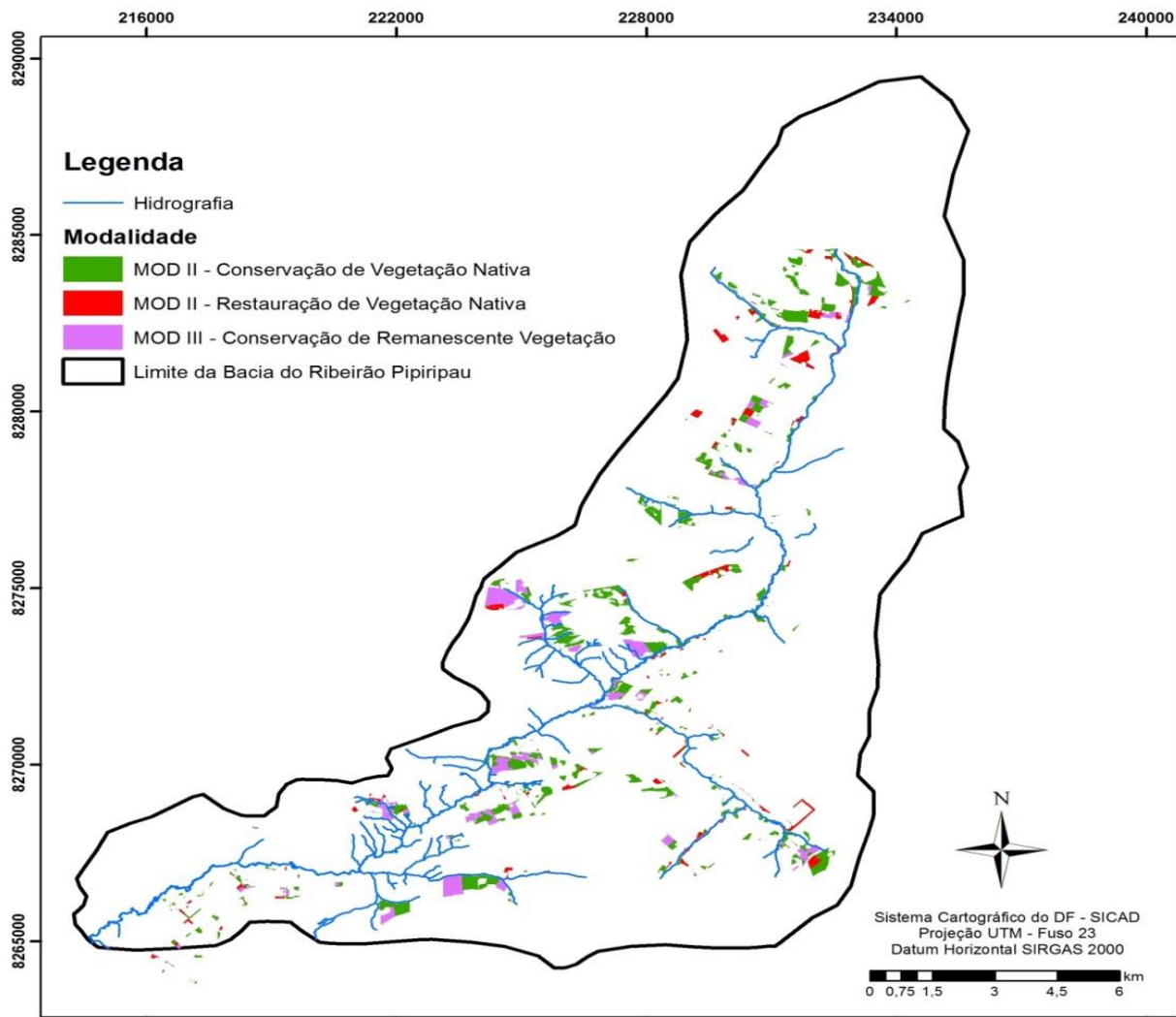


Figura 5: Vegetação nativa conservada, a restaurar e remanescente

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

No contexto do Distrito Federal, observa-se uma boa receptividade dos produtores rurais ao Projeto Produtor de Água no Pipiripau, sendo que aproximadamente 1/3 da área da bacia tornou-se adequada ao Projeto entre os anos de 2012 a 2018.

O Projeto Individual da Propriedade - PIP é importante na proposição de ações e soluções para a mitigação dos impactos hídricos e ambientais desenvolvidos pelas atividades rurais visando a melhoria da quantidade e qualidade da água.



Esse documento deve ser adaptado ao contexto da realidade local, adequando as diversas finalidades, com o intuito de obter informações que serão importantes para as ações do Projeto. Assim, não há uma forma única para a elaboração do PIP, ele deve contemplar as peculiaridades da região e os objetivos de intervenção na propriedade.

O PIP é a base para elaboração do Contrato de Prestação de Serviços Ambientais no Projeto Produtor de Água no Pípiripau e por meio dele é possível acompanhar os avanços do Projeto, tendo em vista que após um ano de contrato assinado uma comissão de vistoria visita a propriedade e avalia a situação inicial com o PIP e o contexto atual.

Considerando as terminologias utilizadas no PIP, mapas apresentados e descrição de cada modalidade de uso e conservação do solo e vegetação nativa, o produtor rural passa a ter maior clareza sobre as intervenções que devem ser feitas em seu imóvel rural para adequação ambiental, bem como amplia seu conhecimento sobre os serviços ecossistêmicos da bacia hidrográfica onde está inserido. Portanto, o PIP representa um eficaz instrumento de gestão ambiental de imóveis rurais.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

ANA. Manual Operativo do Programa Produtor de Água. Agência Nacional de Águas. 2ª Edição. Brasília: ANA, 2012.

BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N. K. DE; VANZETTO, S. C.; PEDROSO, K. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais, v. 1, p. 131-149, 2008.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos.

LIMA, Jorge Enoch Furquim Werneck; RAMOS, Alba Evangelista (Ed.). A experiência do Produtor de Água na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pípiripau. Brasília: Adasa, Ana, Emater. WWF Brasil, 2018. 304 p. Edição bilíngue. Disponível em: <<http://www.produtordeaguapipiripau.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/03/livro.pdf>>. Acesso em: 04 dez. 2018.



MODELAGEM HIDROLÓGICA PELO MÉTODO SCS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS PARA A DETERMINAÇÃO DA VAZÃO DE PICO E DIMENSIONAMENTO DE ESTRUTURAS HIDRÁULICAS

| ID 15778 |

1Kelly Rodrigues do Monte, 2Victor Manoel Pavanelli Lira

*1Universidade Federal do Rio Grande do Sul-UFRGS, e-mail: kellyengenharia@outlook.com; 2Centro
Universitário UNINOVAFAPI, e-mail: victorlira@eflowengenharia.com.br*

| RESUMO |

A modelagem hidrológica está direcionada para a determinação dos processos que ocorrem em uma bacia hidrográfica. Estruturas hidráulicas dependem da vazão de pico da bacia hidrográfica para seu funcionamento ideal. Essa vazão precisa ser estimada de forma a não afetar o comportamento da estrutura para o qual foi requerida. Entre as soluções para os problemas de dimensionamento dessas estruturas existe a obtenção de um método que simule o comportamento da vazão de pico. Contribuir na solução da problemática do dimensionamento de estruturas hidráulicas apresentando um estudo sobre o método SCS (Serviço de Conservação do Solo) para cálculo de vazão de pico. No desenvolvimento do trabalho foram feitas pesquisas em artigos, livros e publicações referentes ao método SCS. Após o estudo, trabalhos foram selecionados para a produção do artigo. Foram feitas modelagens com o programa computacional multimodelo HEC-HMS em bacias hidrográficas para entender o processo de obtenção e aplicação dos dados. A modelagem hidrológica tem função muito importante para o planejamento e gestão dos recursos hídricos possibilitando verificar cenários para organizar a drenagem urbana. Chamada de simulação hidráulico-hidrológica a aplicação de modelos usa em seu processo diversas variáveis (CANHOLI, 2014, P. 134).

Então, aplicação de modelos hidrológicos é essencial para a análise da disponibilidade de bacias hidrográficas. “Considerando ainda um país como o Brasil, que apresenta grande escassez de dados fluviométricos, especialmente em pequenas bacias, que se encontram em crescente processo de exploração, a aplicação de modelos se torna ainda mais imprescindível” (ALVES, 2016, p. 30).

Palavras-chave: Bacia hidrográfica; escoamento superficial; Método SCS.

| ABSTRACT |

The hydrological modeling is directed to the determination of the processes that occur in a river basin. Hydraulic structures depend on the peak flow of the river basin for its ideal operation. This flow must be estimated so as not to affect the behavior of the structure for which it was required. Among the solutions for the dimensionalisation problems of these structures is the obtaining of a method that simulates the behavior of the peak flow. Contribute in the solution of the problem of the dimensioning of hydraulic structures presenting a study on the SCS (Soil Conservation Service) method for calculation of peak flow. In the development of the work, research was done on articles,



books and publications related to the SCS method. After the study, papers were selected for the production of the article. Modeling was done with the HEC-HMS multi-model computer program. A hydrological modeling has a very important function for the management and management of water resources, allowing the verification of configurations to organize an urban drainage. Called hydraulic-hydrological simulation for application of models and in their diversified process (CANHOLI, 2014, p. 134).

Therefore, the application of hydrological models is essential for analyzing the availability of river basins. "To create a country like Brazil, which presents a great scarcity of fluviometric data, especially in small basins, which becomes an increasing process of exploration, an application of models becomes even more essential" (ALVES, 2016, p. 30).

Keywords: Hydrographic basin, Surface runoff, SCS method.

| INTRODUÇÃO |

A modelagem hidrológica tem função muito importante para o planejamento e gestão dos recursos hídricos possibilitando verificar cenários para organizar a drenagem urbana. Chamada de simulação hidráulico-hidrológica a aplicação de modelos usa em seu processo diversas variáveis (CANHOLI, 2014, P. 134).

Assim, as etapas de simulação são descritas a seguir por (CANHOLI, 2014, P. 134).

- 1) Escolha dos modelos e determinação dos parâmetros e variáveis de entrada necessários a modelagem;
- 2) Escolha do software e preparação/inserção dos dados de entrada;
- 3) Simulação;
- 4) Calibração dos parâmetros dos modelos;
- 5) Interpretação dos resultados.

Então, aplicação de modelos hidrológicos é essencial para a análise da disponibilidade de bacias hidrográficas. "Considerando ainda um país como o Brasil, que apresenta grande escassez de dados fluviométricos, especialmente em pequenas bacias, que se encontram em crescente processo de exploração, a aplicação de modelos se torna ainda mais imprescindível" (ALVES, 2016, p. 30).

A análise de bacias hidrográficas, principalmente no Brasil, ainda é pouco difundida. Diante disso, e com a crescente preocupação com os problemas em bacias a nível local e global é relevante considerar que a engenharia civil, em relação a estudos de bacias hidrográficas, tem um papel importante na difusão e aplicação das técnicas de análise e conhecimento das bacias brasileiras.

No método do SCS as características da bacia são levantadas considerando fatores que representam a realidade da bacia, enquanto o método racional utiliza um coeficiente de escoamento



superficial mais abrangente que apenas considera o tipo de ocupação da região. Assim, o método racional pode não representar a bacia hidrográfica de forma mais real (HOEPFNER, 2007).

Um parâmetro de suma importância na determinação da vazão de pico é o valor de CN o qual é difícil de ser estabelecido, pois, depende do tipo de solo, da cobertura vegetal e da umidade antecedente, e também das características da chuva (ALVES, 2016). Com a modelagem dos tipos de bacias hidrográficas propostos o intuito é compreender os processos hidrológicos que ocorrem e conhecer o comportamento da vazão de picos para esses modelos de bacia em relação ao tamanho, tipo de solo e ocupação, entendendo a dinâmica da bacia, fazendo projeções e prevendo vazões de enchentes. Essas são algumas das contribuições e resultados mais importantes que o projeto visa obter.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Método SCS

São vários modelos de chuva-deflúvio no programa HEC-HMS. O que será aplicado em comparação ao método racional será o modelo SCS [...] que é mundialmente utilizado na prática da engenharia e com um número razoável de informações disponíveis, é o modelo CN-SCS, desenvolvido pelo Serviço de Conservação do Solo (SCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América (USDA), atualmente chamado de Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (NRCS) (ALVES, 2016, p. 31)

O método do SCS (Soil Conservation Service) é mais conhecido nos Estados Unidos e o mais aplicado e cujo nome novo é NRCS (National Resources Conservation Service). É aplicado para áreas que variam de 3km² a 250km². Está baseado no conceito de hidrograma unitário que foi proposto pela primeira vez em 1932 por Sherman usando 1cm para a chuva excedente para as unidades do Sistema Internacional (SI) (TOMAZ, 2011, p.399)

Coeficiente de escoamento no método SCS O parâmetro Curve-Number (CN) caracteriza simultaneamente as condições de umidade anterior ao evento chuva-vazão, o tipo geológico e o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica, variando teoricamente de 0 a 100, estando seus valores mais elevados associados à solos compactados e argilosos, com baixa capacidade de infiltração da água e consequentemente à elevada capacidades de produção de escoamento superficial (BIER, 2013). Há três maneira para se achar o número da curva de runoff CN do SCS, também chamado de coeficiente de escoamento superficial ou número de deflúvio CN (TOMAZ,2011).



1. Características do solo;
2. Pesquisas feitas no país, nos estados ou em regiões ou cidades;
3. Capacidade mínima de infiltração no solo.

É preciso identificar a quantidade de precipitação que influencia para o escoamento superficial, a precipitação excedente ou chuva efetiva. “A diferença entre esta e a precipitação total é a perda de precipitação, causada pelos processos de interceptação, infiltração, armazenamento em depressões do solo, evaporação e evapotranspiração” (HOEPFNER, 2007, p. 23).

O hidrograma unitário é a relação entre o escoamento direto e o tempo causada por uma chuva efetiva unitária de intensidade constante e distribuída uniformemente sobre a área da bacia (CAMPOS, 2009, p. 153)

Caracterização física das bacias hidrográficas Área

A área usada foi obtida através da delimitação do divisor topográfico e medida pela ferramenta área do programa computacional AutoCAD.

Tipos de bacias Hidrográficas

Foram identificadas três bacias hidrográficas na cidade de Teresina através de plantas topográficas da região (Apêndice A, B e C) e analisado os tamanhos. As bacias pequena e média estão localizadas dentro da bacia grande. Em relação as características de ocupação e tipo de solo foram feitas hipóteses e suposições. No total, a apropriação do tipo de bacia resultou em 07 modelos diferentes onde fixou-se termos médios e variou-se outros.

Em relação ao tamanho foram escolhidas três bacias, uma pequena (Apêndice A) com 0,21 km^2 , outra média (Apêndice B) de 1,66 km^2 e a bacia grande (Apêndice C) com 4,30 km^2 . A escolha dos tamanhos foi feita a partir dos limites abordados pelos autores no referencial teórico (figura 6) quanto a utilização do método racional. Nos sete modelos propostos não foi usado o tipo de solo e ocupação real, pois, o objetivo do estudo, nesses casos, não é analisar a cidade de Teresina, e sim, pegar as curvas de nível do terreno e ter algo mais prático e representativo para bacias de grande, pequeno e médio porte. Assim, essas sete bacias hidrográficas são em Teresina, mas só a título de exercício, pois, o tamanho e as curvas de nível são reais. Porém, para os tipos de solo e ocupação, foi feito um arranjo diferente do que está hoje no local.

Para a urbanização em cinco modelos a hipótese fixa de ocupação é de 50% de área urbana e 50% de área rural. A porcentagem de ocupação para os outros dois modelos restantes será de 10% de área urbana com 90% de área rural e no outro de 90% de área urbana com 10% de área rural.



Em relação ao tipo de solo utilizou-se as características para a determinação do coeficiente de escoamento CN que abrange os solos tipo A, B, C e D explicados e expostos no referencial teórico na figura 14. Então, o tipo de solo B e A foi usado para diferenciar duas bacias em relação ao tipo de solo e, nas outras cinco, o tipo de solo usado foi uma média entre os tipos C e D visto que são solos que possuem características semelhantes.

Os tamanhos das bacias hidrográficas, os tipos de solo e as porcentagens de ocupação estão expostos nos quadros 5,6 e 7 em que é possível ver os modelos de variação de características estudadas.

Tipo	Tamanho	Parâmetros Fixos
01	Pequeno	Solo com média C-D e ocupação média 50% urbana e 50% rural
02	Médio	Solo com média C-D e ocupação média 50% urbana e 50% rural
03	Grande	Solo com média C-D e ocupação média 50% urbana e 50% rural

Quadro 1- Tipos de bacias hidrográficas variando o tamanho

Tipo	Ocupação	Parâmetros Fixos
06	10% de área urbanizada com 90% de floresta natural	Tamanho médio e solo com média C-D
07	90% de área urbanizada com 10% de floresta natural ou rural	Tamanho médio e solo com média C-D

Quadro 2 - Tipos de bacias hidrográficas variando a porcentagem de ocupação



Tipo	Ocupação	Parâmetros Fixos
06	10% de área urbanizada com 90% de floresta natural	Tamanho médio e solo com média C-D
07	90% de área urbanizada com 10% de floresta natural ou rural	Tamanho médio e solo com média C-D

Quadro 3 - Tipos de bacias hidrográficas variando a porcentagem de ocupação

Perímetro

Após a delimitação das áreas encontrou-se o perímetro em metros de cada bacia pela ferramenta perímetro do programa computacional AutoCAD.

Comprimento do talvegue principal

O talvegue principal é aquele delimitado desde o exutório até o curso d'água contribuinte mais distante na bacia. Com a ferramenta comprimento do programa computacional AutoCAD foi possível saber esse valor em metros.

Comprimento do talvegue de montante para jusante em linha reta

O comprimento do talvegue de montante para jusante em linha reta foi medido através da distância em linha reta partindo da maior cota do curso d'água principal até a menor cota desse curso d'água no exutório da bacia.

Sinuosidade

Pela equação 2 foi calculada a sinuosidade que relaciona o comprimento do talvegue de montante para jusante em linha reta e o talvegue principal.

Fator de forma

Com o fator de forma é possível identificar a geometria da bacia hidrográfica. A equação 3 foi usada para encontrar esse parâmetro.



Cota de montante

A cota de montante, em metros, foi encontrada a partir do valor da curva de nível no ponto mais elevado do curso d'água principal. Cota de jusante

A cota de jusante, em metros, foi definida com o valor da curva de nível no ponto mais baixo do curso d'água principal. O exutório.

Desnível

Para calcular o desnível foi feita a diferença de altitude entre o ponto de origem e o término do curso d'água principal.

Declividade da bacia

A declividade da bacia é a razão entre o desnível da bacia e comprimento do segmento fluvial.

Coefficiente de escoamento superficial para uso no método SCS

Para a determinação do coeficiente de escoamento no método do SCS é considerado número de curva, CN, que depende do tipo de solo, condições de uso e ocupação e também da umidade antecedente. O SCS distingue quatro grupos hidrológicos de solos mostrados conforme (MELLO E SILVA, 2013) e três condições de umidade apresentadas na tabela 6.

Para a determinação do coeficiente de escoamento no método do SCS é considerado número de curva, CN, que depende do tipo de solo, condições de uso e ocupação e também da umidade antecedente. O SCS distingue quatro grupos hidrológicos de solos mostrados conforme (MELLO E SILVA, 2013) e três condições de umidade apresentadas na tabela 6. Segundo o plano de drenagem para Teresina, a chuva que mais se aproxima das características da região é a do tipo II.

Determinação do tempo de concentração

Tempo de concentração é o intervalo de tempo contado a partir do início da precipitação para que toda a bacia passe a contribuir pra a seção em estudo e depende das características fisiográficas da bacia. Existem diversas formas pra encontrar o tempo de concentração. Cada forma aplica-se uma equação com diferentes parâmetros e características da bacia hidrográfica e a sua escolha deve ser estudada criteriosamente pelo projetista. Nesse trabalho foram expostas as fórmulas que mais se aplicam aos tipos de bacias estudadas, pois, usando a mesma fórmula para todas as bacias poderia subestimar ou superestimar o tempo de concentração.



Obtenção dos dados de intensidade, duração e frequência do regime de chuvas

O tempo de retorno da chuva utilizado foi de 10 anos. Escolheu-se esse valor através dos tempos de retorno usados no plano diretor de drenagem urbana de São Paulo em que são apresentados períodos de retorno de chuvas para o dimensionamento de obras hidráulicas. A duração da chuva excedente foi considerada igual ao tempo de concentração que é calculado de acordo com as equações mais adequadas para os diferentes tipos de bacias cujo método já foi descrito no item anterior da metodologia. A quantidade de chuva ocorre na unidade de tempo para uma dada frequência e com uma duração igual ao tempo de concentração. Para os projetos de Obras de Drenagem na Cidade de Teresina a intensidade de precipitação é calculada conforme a equação de chuvas intensas.

Cálculo da vazão máxima pelo método SCS

A modelagem hidrológica tem função muito importante para o planejamento e gestão dos recursos hídricos possibilitando verificar cenários para organizar a drenagem urbana. Chamada de simulação hidráulico-hidrológica a aplicação de modelos usa em seu processo diversas variáveis (CANHOLI, 2014, P. 134).

Assim, as etapas de simulação são descritas a seguir por (CANHOLI, 2014, P. 134).

1) Escolha dos modelos e determinação dos parâmetros e variáveis de entrada necessários a modelagem; 2) Escolha do software e preparação/inserção dos dados de entrada; 3) Simulação; 4) Calibração dos parâmetros dos modelos; 5) Interpretação dos resultados

Então, aplicação de modelos hidrológicos é essencial para a análise da disponibilidade de bacias hidrográficas. “Considerando ainda um país como o Brasil, que apresenta grande escassez de dados fluviométricos, especialmente em pequenas bacias, que se encontram em crescente processo de exploração, a aplicação de modelos se torna ainda mais imprescindível” (ALVES, 2016, p. 30).

O método do SCS é um dos métodos que o programa HEC-HMS usa para determinar a vazão gerada por uma bacia hidrográfica. Usando o método do SCS toda a modelagem foi de acordo o coeficiente de perdas superficiais CN que considera o tipo, uso e ocupação do solo. Para modelar uma bacia no HEC-HMS versão 3.5.

Para modelar uma bacia no HEC-HMS versão 3.5 foram necessários os seguintes dados.



Área(m ²)	Área da bacia hidrográfica em metros quadrados
Área(km ²)	Área da bacia hidrográfica em quilômetros quadrados
Tr(anos)	Tempo de retorno em anos
Tc(min)	Tempo de concentração em minutos
Tc(h)	Tempo de concentração em horas
LagTime(m)	Tempo de descarga no escoamento em minutos
d(h)	Duração da chuva de projeto em horas
I(mm/h)	Intensidade de precipitação em milímetros por hora
I(mm/min)	Intensidade de precipitação em milímetros por minuto
CN	Curve Number- Numero de deflúvio / Coeficiente de escoamento
%IMP	Percentual da área impermeável
P(min)	Altura de precipitação
S(min)	Retenção Potencial máxima
IA(mm)	Abstração inicial

Quadro 4 - Principais dados de entrada para modelagem hidrológica no HEC-HMS

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A análise e comparação dos resultados estão mostradas no quadro 01, a seguir, que mostra a porcentagem equivalente ao método racional e a diferença entre os dois métodos de obtenção da vazão de pico.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

As obras de engenharia hidráulica dependem dos parâmetros hidrológicos da região e das características que interferem no comportamento hídrico. O dimensionamento dessas estruturas visa atender medidas de controle estruturais ou não estruturais. O parâmetro mais importante para o dimensionamento de construções hidráulicas é a vazão de pico que precisa ser calculada de acordo com os aspectos reais da bacia que vai receber a construção.

O estudo dos 7 tipos de bacias hidrográficas resultou em um arquivo para estudo e análise de bacias hidrográficas com parâmetros parecidos com os fixados.



Bacias	Método Racional	Método SCS	(%) Método SCS equivalente ao método racional	(%) Método racional a mais que o método SCS
Bacia hidrográfica 01	4,67	0,9	19,27	80,73
Bacia hidrográfica 02	19,29	8,7	45,10	54,90
Bacia hidrográfica 03	42,63	21,6	50,67	49,33
Bacia hidrográfica 04	19,96	0,9	4,51	95,49
Bacia hidrográfica 05	21,29	5	23,49	76,51
Bacia hidrográfica 06	12,52	5,2	41,53	58,47
Bacia hidrográfica 07	90,52	2,2	2,43	97,57

Quadro 5- Análise da Porcentagem de estimação da vazão no Método SCS equivalente e a mais ao Método Racional

O principal resultado verificado foi a diferença entre as vazões máximas de cada bacia calculadas pelo método racional e o SCS. A comparação estimou percentuais de diferença que servirão como auxílio para o conhecimento do comportamento hidrológico de locais com características de área, solo e ocupação próximas as desse trabalho.

A hipótese de que o método utilizado para determinar o escoamento superficial gera valores inadequados e discrepantes do real irá afetar diretamente o tamanho da estrutura hidráulica aumentando ou diminuindo seu custo financeiro, ambiental e interferindo também na forma de execução.

Assim, se o método usado para calcular a vazão de pico estimar o valor do escoamento mais próximo real do local para o qual a estrutura foi demandada, será possível obter uma construção segura que beneficiará a sociedade de forma a ser viável tecnicamente e economicamente e, além disso, previne falhas e desastres ambientais.

Como resultado desse estudo segmentou-se os tipos de bacia hidrográfica em setores e quantificou-se as contribuições hidrológicas de cada setor, fazendo um agrupamento dos dados



obtidos e através dos valores encontrados consolidou-se uma base de dados para estudos, análises e comparações.

Dessa forma, esse estudo irá ajudar no planejamento e gestão dos recursos hídricos comparando os dois métodos nos diferentes tipos de bacias e verificando as implicações dos resultados da vazão de picos encontrada em cada bacia. Assim, para dimensionar as obras hidráulicas os projetistas podem ter um documento para comparar a vazão máxima em bacias de diferentes características. Isso ajudará no projeto de construções com uma previsão da vazão de cheia mais próxima do real de acordo com a tamanho, tipo de solo e ocupação.

Então, conclui-se que para se projetar uma obra hidráulica é necessário saber os critérios hidrológicos para determinar o máximo de cheia que a obra irá suportar evitando a possibilidade de falha. Uma das etapas mais importantes no dimensionamento é o cálculo da vazão de pico.

Agradecimentos

Em especial, Victor Manoel Pavanelli Lira, por ser cuidadoso, generoso e facilitar o meu ganho de conhecimento. Obrigada por aceitar trabalhar comigo neste projeto, pelos conselhos e correções tão essenciais.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABREU, Fernando G.; SOBRINHA, Lôide A.; BRANDÃO, João L. B. Análise da distribuição temporal das chuvas em eventos hidrológicos extremos. DOI: 10.1590/S1413-41522016146750, Eng Sanit Ambient, 2015.
- MELLO, C. R. D.; SILVA, A. M. D. Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas. 1. ed. Lavras: UFLA, 2013. 455 p.
- ALVES, Geovane Junqueira; Aplicabilidade Do Método Cn-Scs A Uma Bacia Hidrográfica Representativa Dos Latossolos No Sul De Mg Lavras – Mg. 156 Fl Curso de mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas. Universidade Federal de Lavras, 2016.
- BIANCHI, Rita De Cassia; Analise Hidrológica Do Escoamento Superficial Da Bacia Hidrográfica Do Rio Canguiri, Região Metropolitana De Curitiba, Pr. 121fl. Curso de mestrado de em Engenharia Florestal. Universidade Federal Do Paraná, Curitiba, 2012.
- ALVES, Geovane Junqueira; Aplicabilidade Do Método Cn-Scs A Uma Bacia Hidrográfica Representativa Dos Latossolos No Sul De Mg Lavras – Mg. 156 Fl Curso de mestrado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas. Uni- versidade Federal de Lavras, 2016.
- CANHOLI, A. P. Drenagem Urbana e Controle de Enchentes. 2. Ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.
- MATA-LIMA, Herlander; VARGAS, Hugo; CARVALHO, Julia; GONÇALVES, Marcia; CAETANO, Hugo; MARQUES, Andreia; RAMINHOS, Cristina. Comportamento hidrológico de bacias hidrográficas: integração de métodos e aplicação a um estudo de caso. REM: R. Esc. Minas, Ouro Preto, 60(3): 525-536, jul. set. 2007



- PAULINO, Paloma Fernandes, Estudo Sobre A Sencibilide Dos Parametros Do Metodo Scs Na Determinação De Hidrogramas De Cheia Em Bacias Urbanas. 128 fl. Curso de mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento. Universidade de São Paulo, São Carlos. 2014.
- PINTO, N.L.S.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. L. S. Hidrologia Básica. 11 reimpressão. Ed Edgard Blucher. São Paulo. 2008. 278p.
- PORTO, T. F. A. Drenagem de rodovias e aeroportos. Edições GRD. São Paulo.1992.
- TOMAZ, PLÍNIO Cálculos Hidráulicos e Hidrológicos para Obras Municipais. São Paulo: Navegar Editora, 2011.
- TUCCI, C.E.M. (Org.) Hidrologia: ciência e aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul: ABRH, (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v.4).



GESTÃO DAS ÁGUAS TRANSFRONTEIRIÇAS: O CASO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PRATA

| ID 15823 |

1 Laila de Queiroz Barbosa, 2 Claudia Ferreira Lima, 3 Lucijane Monteiro de Abreu.

1 Universidade de Brasília, e-mail: lailaqb@gmail.com; 2 Universidade de Brasília, e-mail: claudiaferlima@gmail.com;

3 Universidade de Brasília, e-mail: lucijanemonteiro@gmail.com.

| RESUMO |

A urbanização e industrialização, acompanhada pelo crescimento populacional, tem aumentado, consideravelmente o consumo de água, provocando grandes pressões sobre os recursos hídricos, com isso a oferta de água segura para as populações se tornou um grande problema nas grandes cidades e entre nações fronteiras. A Bacia Hidrográfica do Prata é uma das mais importantes do mundo tanto pelo seu tamanho; pela quantidade, variedade e endemismo de sua ictiofauna; como por suas características socioeconômicas - produz mais de 70% do PIB dos cinco países que a compõem - Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai. O Tratado da Bacia do Prata, de 1969, pode ser considerado um pioneiro para o aprimoramento e evolução dos programas de gestão de águas transfronteiriças. O estudo tem como objetivo analisar a contribuição do Programa de Ações Estratégicas (PAE) para a gestão das águas transfronteiriças referentes a Bacia Hidrográfica do Prata. Utilizou-se pesquisa qualitativa, de natureza exploratória e descritiva, a partir de um estudo de caso de implementação de programa, utilizando-se da pesquisa documental, dos marcos legais e institucionais (nacional e estaduais), dos tratados multilaterais e bilaterais, revisão bibliográfica sobre experiências de gestão compartilhada de recursos hídricos, a qual foi examinada por meio da análise de conteúdo. Os resultados obtidos da análise do PAE permitem afirmar que a gestão das águas transfronteiriças na bacia do Prata é complexo envolvendo a priori seis áreas estratégicas, treze componentes e vinte e oito ações estratégicas agrupadas em aspectos técnicos, econômico-gerenciais, político-institucionais e socioculturais, que possuem uma visão a longo prazo. Para aprimorar a gestão das águas transfronteiriças os tomadores de decisão devem ponderar todos os aspectos, atores envolvidos e identificar os pontos críticos os quais deverão estar presentes nos novos projetos. Em 2020, a pandemia do COVID-19, obriga reformulação de eventos presenciais e abre um questionamento de como será uma nova gestão dos recursos hídricos em especial no âmbito de gestão de recursos hídricos transfronteiriços, saneamento básico e conflitos sociais e ambientais, gerando novos desafios para o Projeto de Porte Médio (PPM).

Palavras-chave: Águas Transfronteiriças; Gestão de recursos hídricos; Bacia Hidrográfica.



| RESUMEN |

La urbanización y la industrialización, acompañadas por el crecimiento de la población, han aumentado considerablemente el consumo de agua, causando grandes presiones sobre los recursos hídricos, por lo que el suministro de agua potable a las poblaciones se ha convertido en un problema importante en las grandes ciudades y entre las fronteras de las naciones. La Cuenca del Plata es una de las más importantes del mundo tanto por su tamaño; por la cantidad, variedad y endemismo de su ictiofauna; en cuanto a sus características socioeconómicas -produce más del 70% del PIB de los cinco países que lo componen- Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay. El Tratado de la Cuenca de Plata de 1969 puede considerarse un pionero para la mejora y evolución de los programas transfronterizos de gestión del agua. El estudio tiene como objetivo analizar la contribución del Programa de Acciones Estratégicas (PAE) a la gestión de aguas transfronterizas relacionadas con la Cuenca del Prata. Utilizamos la investigación cualitativa, de carácter exploratorio y descriptivo, a partir de un estudio de caso de implementación del programa utilizando la investigación documental, marcos jurídicos e institucionales (nacionales y estatales), tratados multilaterales y bilaterales, revisión bibliográfica sobre experiencias de gestión compartida de los recursos hídricos, que se examinó mediante el análisis del contenido. Los resultados obtenidos del análisis del PAE nos permiten afirmar que la gestión de las aguas transfronterizas en la cuenca del Prata es compleja que implica seis áreas estratégicas, trece componentes y veintiocho acciones estratégicas agrupadas en aspectos técnicos, económico-gestores, político-institucionales y socioculturales, que tienen una visión a largo plazo. Con el fin de mejorar la gestión transfronteriza del agua, los responsables de la toma de decisiones deben tener en cuenta todos los aspectos, los actores involucrados e identificar los puntos críticos que deben estar presentes en los nuevos proyectos. En 2020, la pandemia COVID-19 requiere la reformulación de los acontecimientos presenciales y abre una cuestión de cómo será una nueva gestión de los recursos hídricos, especialmente gestión de los recursos hídricos transfronterizos, saneamiento básico y conflictos sociales y ambientales, generando nuevos desafíos para el Proyecto de Porte Medio ("Medium Sized Project", MSP).

| INTRODUÇÃO |

A preocupação com a garantia de fornecimento de água não é recente, constatada pelo comportamento das civilizações primitivas que já buscavam se estabelecer em locais com disponibilidade de água para atendimento de suas necessidades. A urbanização e industrialização, acompanhada pelo crescimento populacional, tem aumentado, consideravelmente o consumo de água, provocando grandes pressões sobre os recursos hídricos, com isso a oferta de água segura para as populações se tornou um grande problema nas grandes cidades e entre nações fronteiras. Ao nível global, as preocupações com segurança hídrica passaram a se manifestar com maior veemência neste século XXI.

A taxa de urbanização no Brasil deve chegar próxima a 90% em 2020, o que significa maior pressão sobre os recursos hídricos nas dimensões humana, econômica e ecossistêmica, com o aumento dos aglomerados urbanos e das atividades produtivas que demandam mais água e



incrementam as fontes de poluição. Na dimensão resiliência, busca-se quantificar a vulnerabilidade do ambiente aos eventos extremos, em convergência com os cenários avaliados de efeitos das mudanças climáticas, que projetam a intensificação de eventos de secas e cheias nos médio e longo prazos. Em paralelo, esses efeitos também devem ser objeto de foco, sob o olhar da prevenção e da implantação de infraestrutura em bacias hidrográficas mais vulneráveis (ANA/PNSH, 2019).

No âmbito brasileiro a Lei Federal nº 9.433/ 97, conhecida como a Lei das Águas, determina a racionalidade do uso dos limites físicos das bacias hidrográficas para promover o planejamento e a gestão de seus recursos hídricos, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos o que representa a materialização da modernização da gestão dos recursos hídricos, colocando o Brasil entre os países com arcabouços jurídicos mais avançados do mundo. Uma verdadeira mudança nos modelos tradicionais de gestão dos recursos hídricos, ao romper conceitos e paradigmas arraigados na tradição brasileira, a começar pelo reconhecimento expresso de sua finitude, o seu inequívoco valor socioambiental e econômico relevante. Entretanto, como os países detêm soberania sobre seus territórios e as ações sobre o território têm impacto direto sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica, impõe-se o grande desafio da cooperação multilateral para alcançar a gestão adequada da água neste âmbito (BRAGA, 2009; SENRA, 2007).

Em determinadas regiões do mundo onde a água é escassa esta colaboração multilateral é uma necessidade fundamental. Contudo, a cooperação multilateral não pode tomar a feição de tradicionais acordos e tratados assinados em reuniões internacionais que em geral não têm consequência prática. A prática aponta que os países seguem uma atitude de cooperação não em função de uma ética de cooperação, mas especialmente em função dos benefícios sucedidos dessa cooperação (BRAGA, 2009). Segundo levantamento da Unesco (Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura), há no mundo 263 bacias hidrográficas com corpos d'água transfronteiriços e 145 países que possuem seus territórios dentro dessas bacias. Um total de 33 desses Estados encontram-se totalmente inseridos em bacias hidrográficas transfronteiriças ou possuem mais de 90% de seu território contido em áreas de drenagem de rios compartilhados com outros países. Na América do Sul, com hidrografia de águas abundantes, há 37 bacias hidrográficas com recursos hídricos contínuos ou contíguos, e todos os 13 países da região compartilham alguma espécie de corpo hídrico (BRASIL, 2013).

No Brasil, concentra-se uma das maiores disponibilidades hídricas do mundo (cerca de 12% da água doce de todo o planeta). Natural que tenham nascido e se firmado aqui um conjunto de leis e instituições avançadas e participativas, visando ao gerenciamento dos recursos hídricos, além de uma ampla gama de tratados bilaterais e regionais sobre a questão. A temática transfronteiriça



torna-se vital, no contexto brasileiro, quando se analisa que, além dos milhares de quilômetros de fronteiras terrestres e divisas com 10 outras nações, cerca de 60% do território nacional estão inseridos em bacias hidrográficas que se estendem pelos territórios de países vizinhos, e reúnem 83 rios fronteiraços ou transfronteiraços (BRASIL, 2013).

A Bacia Hidrográfica do Prata, uma das mais importantes do mundo tanto pelo seu tamanho; pela quantidade, variedade e endemismo de sua ictiofauna; como por suas características socioeconômicas, constitui um sistema hídrico com uma diversidade e produtividade biológica notável, e abriga o maior corredor de zonas úmidas na América do Sul. Em uma área de mais de 3 milhões km², atualmente habitada por mais de 110 milhões de pessoas e que produz mais de 70% do PIB dos cinco países que a compõem – Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai. A Bacia do Prata é, igualmente, rica em recursos hídricos subterrâneos. Coincide em grande parte com o Sistema Aquífero Guarani (SAG), um dos maiores reservatórios de águas subterrâneas do mundo. Apesar de sua riqueza, é uma das bacias hidrográficas mais afetadas social e economicamente pelas inundações cíclicas e pelos períodos persistentes de seca. (CIC, 2017a).

Em 1969 os governos dos cinco países assinaram o Tratado da Bacia do Prata, principal instrumento legal vinculante no âmbito da Bacia. Por meio desse Tratado consolidou-se o Comitê Intergovernamental Coordenador dos Países da Bacia do Prata (CIC) como o órgão promotor de seus objetivos. A necessidade de contar com uma capacidade técnica de gestão na Bacia do Prata foi reconhecida em dezembro de 2001, nos acordos realizados na reunião de Chanceleres da Bacia em Montevideu. Nesta oportunidade, foi aprovado um novo Estatuto para o CIC e iniciou um Programa de Ação para orientar a gestão, onde os recursos hídricos desempenham um papel fundamental, incluindo as relações entre as águas superficiais e subterrâneas e seus vínculos com o uso do solo e do clima (CIC/PAE, 2017Bb).

O Programa Marco teve uma etapa inicial de formulação (2003-2005), onde foi feita uma análise preliminar dos principais problemas ambientais e dos fatores e barreiras a superar na Bacia do Prata. Posteriormente desenvolveu-se a Etapa 1 do Programa Marco (2010-2016) que permitiu aprofundar o conhecimento sobre diversos aspectos da Bacia e atualizar a Análise de Diagnóstico Transfronteiraço (ADT) levando em conta os efeitos da variabilidade e mudanças do clima e formular o Programa de Ações Estratégicas (PAE) da Bacia do Prata (CIC/PAE, 2017Bb).

O objetivo primordial desta pesquisa é analisar a contribuição do PAE para a gestão das águas transfronteiriças referentes a Bacia Hidrográfica do Prata. Para isso, realizou-se pesquisa qualitativa, de natureza exploratória e descritiva, a partir de um estudo de caso de implementação de programa, utilizando-se as técnicas de pesquisa documental, as quais foram examinadas por meio da análise de conteúdo.



| MATERIAL E MÉTODOS |

Para a realização do estudo utilizou-se pesquisa qualitativa, de natureza exploratória e descritiva, a partir de um estudo de caso de implementação de programa, utilizando-se da pesquisa documental, dos marcos legais e institucionais (nacional e estaduais), dos tratados multilaterais e bilaterais, revisão bibliográfica sobre experiências de gestão compartilhada de recursos hídricos, a qual foi examinada por meio da análise de conteúdo. Na pesquisa documental foram incluídos levantamento de artigos, normas legais (leis, resoluções, planos de recursos hídricos), documentos oficiais e relatórios técnicos, websites de órgãos gestores de recursos hídricos e entidades públicas com atribuições correlatas à elaboração e implementação dos planos de recursos hídricos, análise de bibliografia, legislação, acordos bilaterais e multilaterais, documentos oficiais e outros estudos sobre recursos hídricos transfronteiriços. Além da inclusão de um compilado dos temas tratados nas reuniões e videoconferências realizadas no âmbito do Projeto de Porte Médio (PPM) para implementação do Programa de Ação Estratégica (PAE) da Bacia do Prata.

Foram descritos as seis áreas estratégicas e pontos focais do PAE da Bacia do Prata, que tem como objetivo promover a gestão dos recursos hídricos compartilhados, a cooperação regional e a integração buscando alcançar o desenvolvimento sustentável dos países da Bacia de Prata e o bem-estar de seus habitantes.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

As grandes aglomerações urbanas, o uso e a ocupação do solo desordenados, o aumento progressivo das demandas hídricas para suprimento aos diversos usos consuntivos da água e a deficiência em investimentos em infraestrutura hídrica, incluindo manutenção e operação, quando associados a períodos de escassez de chuvas, resultam na instalação de crises hídricas como as que afetaram o Brasil principalmente entre os anos de 2012 e 2017. Nesse contexto de crescimento das demandas hídricas, associado à incidência dos efeitos das mudanças climáticas, é preciso contar com a oferta de água planejada racionalmente, para o momento atual e para o futuro, mediante a implantação de infraestrutura robusta, viabilizada financeiramente e mantida e operada adequadamente, além de estabelecer medidas para o uso consciente da água (ANA/PNSH, 2019).

Mais da metade da população mundial compartilha os recursos hídricos por mais de um país, sejam águas de superfície dos rios e lagos ou pelas águas subterrâneas contidas em aquíferos (PNUD, 2006). A cooperação transfronteiriça pode ser entendida no contexto interno brasileiro como o



compartilhamento das mesmas fontes hídricas por diferentes Unidades da Federação e pela necessidade cada vez maior de integração de bacias hidrográficas para o atendimento de grandes centros urbanos, caso de Regiões Metropolitanas, e para a promoção do desenvolvimento regional. A viabilização de alternativas compartilhadas requer, em geral, ações coordenadas de maior complexidade técnica, institucional, econômica e ambiental. Há um papel estratégico do poder público, portanto, na organização dessas ações e na análise integrada dos efeitos e benefícios das intervenções (ANA/PNSH, 2019).

O termo gestão integrada de recursos hídricos sugere a integração entre os aspectos sociais, econômicos e ambientais, bem como a água na gestão do espaço urbano e rural, a gestão das águas superficiais, subterrâneas e atmosféricas, das condições de montante e jusante na bacia hidrográfica, dos aspectos legais, institucionais e culturais, integrados em diferentes componentes. A gestão integrada de recursos hídricos em bacias hidrográficas é considerada um indicador de desenvolvimento sustentável, ao envolver aspectos hidrológicos que consideram os aspectos ambientais, econômicos e socioculturais. No caso das bacias hidrográficas transfronteiriças, a complexidade é maior, pois, envolvem dois ou mais países e suas respectivas políticas, valores, cultura, geografia, organização institucional, entre outros aspectos (BROCH, 2008).

Área de Estudo

A Bacia do Prata é uma das mais extensas do mundo, com uma área de aproximadamente 3,1 milhões de km² (Tabela 1); ocupa o segundo lugar na América do Sul e o quinto na escala mundial. Abrange quase todo o centro-sul do Brasil, o sudeste da Bolívia, uma grande parte do Uruguai, todo o território do Paraguai e uma extensa região do centro e norte da Argentina. Cerca de 25% da área total dos cinco países corresponde a Bacia do Prata (CIC, 2017a).

Está formada por três sistemas hídricos principais, dos rios Paraguai, Paraná e Uruguai, drenando aproximadamente um quinto do território do continente sul-americano. A Bacia do Prata pode subdividir-se em 7 sub-bacias: Alto Paraguai, Baixo Paraguai, Alto Uruguai, Baixo Uruguai, Alto Paraná, Baixo Paraná e sub-bacia própria do Rio da Prata (Figura 1). A maior parte deste sistema hidrográfico aparece no Brasil (1.414.018 km²), onde estão as cabeceiras dos principais rios formadores, seguido pela Argentina (984.056 km²), onde está o estuário do Rio da Prata, a foz. Paraguai (406.752 km²), cuja totalidade do território está inserida em sua área de drenagem, Bolívia (221.994 km²) e Uruguai (155.245 km²) completam a bacia (BRASIL, 2013).



Figura 1 – Mapa das Sub-bacias - Bacia Hidrográfica do Prata
Fonte: CIC, 2017a

A navegação é realizada por meio das hidrovias Paraguai-Paraná, principal rota que conecta os países da Bacia; Uruguai, no trecho a jusante da barragem de Salto Grande; e Tietê-Paraná, onde a navegação se estende dentro do Brasil devido à falta de esclusas na barragem de Itaipu. A região ocupada pela Bacia é formada por ecossistemas notáveis, abrangendo desde as Cataratas do Iguazu até o enorme corredor fluvial que vincula o Pantanal com o Delta do Paraná, em sua foz no Rio da Prata (Figura 1), constituindo uma importante reserva de água doce com rica diversidade biológica e cultural, muito apropriada para a implantação de estratégias de desenvolvimento sustentável que contemplem programas e projetos de ecoturismo (CIC, 2017a).

Com relação ao balanço hidrometeorológico na Bacia, o Alto Paraguai apresenta alternância de valores médios de excessos no verão e no outono e de déficit nas épocas de inverno e primavera. No Baixo Paraguai, as regiões de aporte da margem direita, apresentam balanços deficitários na direção oeste, enquanto as zonas de aporte da margem esquerda apresentam balanços com excesso. Na região do Alto Paraná identifica-se um déficit no inverno e parte da primavera, porém o balanço é equilibrado em termos anuais. Também no Baixo Paraná podem ser diferenciadas as áreas de aporte



da margem direita, que ao este apresentam balanços deficitários, e de margem esquerda, com balanços positivos. No geral, em toda a bacia do rio Uruguai os balanços são positivos, ainda que, em alguns meses, haja déficits (CIC, 2017a).

Múltiplos usos na Bacia do Prata

A Bacia do Prata abriga o sistema de zonas úmidas mais extenso do planeta, conectados através do eixo dos grandes rios Paraguai, Paraná e Rio da Prata, que determina um contínuo hidrológico e biológico desde o Pantanal, no Alto Paraguai, até o Delta do Paraná e o estuário do Rio da Prata. O Pantanal é uma faixa de transição entre os domínios Amazônico, Cerrado e Chaco (Ab'Saber, 2003 apud. BRASIL, 2013), que constitui um complexo singular, diverso e extremamente dependente do regime de cheias das águas dos rios da região hidrográfica do Paraguai; por isso mesmo, trata-se de um ecossistema frágil e vulnerável. A Bacia é reconhecida como uma das mais importantes do mundo pela quantidade, variedade e endemismo de espécies de peixes. Sua rica ictiofauna alcança as 908 espécies, sendo 40% destas com relevância socioeconômica (CIC, 2017a).

A riqueza dos recursos minerais, o valor de seus bosques e a fertilidade dos solos fizeram da Bacia do Prata uma região de forte atração populacional e favorecem hoje seu desenvolvimento econômico que se traduz na concentração de 70% do PIB destes países (Tabela 1). No Brasil, as três regiões hidrográficas que compõem o sistema platino detêm mais de 35% da população brasileira. Além disso, o potencial hidrelétrico e de transporte são fundamentais para a economia dos países e, sobretudo, para a integração econômica e o Mercosul (BRASIL, 2013).

As principais atividades ligadas ao uso da água na Bacia estão relacionadas com os serviços urbanos e com os setores agropecuário, industrial, mineiro, energético (geração hidroelétrica), transporte (navegação), proteção dos ecossistemas e turismo. A demanda de abastecimento de água potável é realizada pelos grandes rios da Bacia, por pequenas fontes superficiais ao redor das cidades e através de águas subterrâneas. Como consequência do crescimento das cidades, as fontes de abastecimento são excessivamente exploradas ou terminam sendo contaminadas, arriscando a saúde da população local. A agricultura é a principal atividade econômica que se realiza na Bacia do Prata e a que gera alterações mais expressivas no uso da terra - o desmatamento, causado pela agricultura, reduziu a capacidade da terra de capturar e armazenar carbono e água para fixar os solos, levando a aumentos nas taxas de erosão em alguns sítios e de sedimentação em outros (CIC, 2017a).

A atividade industrial é diversificada e está relacionada particularmente com os principais centros urbanos da Argentina e do Brasil, como as regiões metropolitanas de São Paulo e Buenos



Aires. Nestas regiões, a produção industrial mais importante está ligada ao desenvolvimento automobilístico e derivados do petróleo (CIC, 2017a). Sobre o potencial hidrelétrico vale ressaltar que 75 hidroelétricas de grande porte se encontram localizadas em rios da bacia. Destaca-se a maior hidroelétrica do mundo em geração de energia, Itaipu no rio Paraná, com potência instalada de 12.600 MW chega a produzir 92 TWh de energia por ano (95% da demanda por energia elétrica no Paraguai e 24% no Brasil) (BRAGA, 2009).

Aspectos socioeconômicos e ambientais

Os países da Bacia apresentam um Índice de Desenvolvimento Humano díspar (Tabela 1), o que mostra a diversidade de suas condições sociais e econômicas. Em alguns assentamentos urbanos e rurais, observam-se afetações à saúde ocasionados pela contaminação biológica, procedente da falta de instalações de saneamento básico e de serviços de tratamento de esgoto adequados. Os episódios de doenças transmitidas pela água, como diarreia, cólera, malária e dengue, são habituais em determinadas regiões. O principal impacto no desenvolvimento urbano é identificado na redução da segurança hídrica, em particular aquelas cidades que estão localizadas nas cabeceiras dos rios e que possuem grande massa populacional; além disso, a diminuição das vazões agrava a capacidade de diluição de afluentes sem tratamento (CIC, 2017a).

Do ponto de vista hidroclimático, a Bacia do Prata conta com uma importante diversidade de climas, que vão desde os secos e muito quentes do oeste do Chaco, até as úmidas regiões do sul do Brasil e sudeste do Paraguai, com mais de 2.000 mm/ano de precipitação. Estes climas apresentam uma variabilidade intersazonal ou interanual que, com frequência, se manifestam em eventos extremos de secas ou inundações. Em particular, suas precipitações estão condicionadas pelos fenômenos La Niña e El Niño, sendo uma das regiões mais afetadas no mundo por este último (CIC, 2017a).

Além das águas superficiais, também as águas subterrâneas comportam questões transfronteiriças. Subjacente a esta bacia hidrográfica encontra-se o Sistema Aquífero Guarani (SAG), considerado um dos maiores reservatório de água doce subterrânea do mundo, com 1.087.879 km² de extensão e 37 quatrilhões de litros de água (volume estimado de 37 mil km³ ou 3,7 x 10¹⁶ Litro) - é a unidade hidroestratigráfica mais importante da porção meridional do continente sul-americano e está associado ao conjunto de rochas sedimentares originadas da acumulação mecânica de partículas detríticas. Ao oeste da Bacia, está localizado o Sistema Aquífero Yrendá-Toba-Tarijeño (SAYTT) que se equipara, em sua maioria, com a região semiárida do Gran Chaco Americano (BRASIL, 2013; CIC, 2017a). O SAG estende-se pelos territórios da Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai.



Espalham-se pelo Brasil 61,65% do aquífero – nos estados de Mato Grosso do Sul, Rio Grande do Sul, São Paulo, Paraná, Goiás, Santa Catarina, Minas Gerais e Mato Grosso, compreendendo 8,7% do território nacional –, enquanto 20,98% estão na Argentina, 8,05% no Paraguai e 3,32% no Uruguai (OEA, 2012; BRASIL, 2013).

Tabela 1 – Dados dos países membros da Bacia Hidrográfica do Prata

	Bacia de Prata	Argentina	Bolívia	Brasil	Paraguai	Uruguai
Dados geográficos						
Área total (km ²)	3.182.064	3.761.274	1.098.580	8.515.770	406.752	176.220
Superfície na Bacia de Prata (km ²)		984.056	221.994	1.414.018	406.752	155.245
Dados econômicos						
PIB total (em bilhões de dólares)		540,2	34,1	2300,0	30,9	57,5
Exportações de bens e serviços (% do PIB)		14,9	44,2	11,5	45,2	23,4
Importações de bens e serviços (% do PIB)		14,6	37,2	14,3	41,8	25,5
Dados políticos						
Sistema governamental		Democracia representativa, republicana e federal.	Estado plurinacional, democrático e participativo	República federativa	Democracia republicana, representativa, participativa e pluralista	República representativa presidencialista
Dados sociais						
Expectativa de vida ao nascer		75,3	67,1	74,2	72,5	75,9
Taxa total de mortalidade infantil (por 1.000)		12,5	38,4	16,2	21,2	10,1
População total	111.400.482	42.980.026	10.561.887	206.077.898	6.552.518	3.419.516
População urbana		39.371.423	7.193.384	176.058.531	3.893.244	3.253.738
População rural		3.608.603	3.368.503	30.019.367	2.659.274	165.778
Densidade populacional (hab/km ²)	20,2	15,0	9,6	23,4	16,9	19,4
Índice de Desenvolvimento Humano		0,808	0,667	0,744	0,676	0,790
Recursos hídricos per capita (m ³ /hab)		6.864	29.183	27.715	18.096	27.054
Acesso à água potável		99%	90%	98%	98%	100%
Taxa de alfabetização		98%	94%	91%	95%	98%

Fonte: CIC Cuenca del Plata (<https://cicplata.org/wp-content/uploads/2017/04/paises-miembro-datos-comparativos.pdf>)



Os rios têm importância histórica e cultural na formação do Brasil. Foram caminhos naturais para a penetração no território, integração nacional e facilitaram a demarcação natural do espaço geográfico que hoje define o país. Nos séculos XIX e XX, diplomatas brasileiros asseguraram o desenho das fronteiras nacionais, praticamente confirmando os contornos do Brasil limitados por rios das duas maiores bacias hidrográficas do continente, a Amazônica e a Platina. Mais recentemente, na segunda metade do século XX, a cooperação internacional com os países vizinhos em temas relacionados aos recursos hídricos consolidou confiança mútua, princípios e instituições comuns para o aprofundamento da integração regional. Nesse sentido, o Tratado da Bacia do Prata, de 1969, pode ser considerado um pioneiro; enquanto o Tratado de Cooperação Amazônica, de 1978, lançou o olhar do país para os vizinhos ao Norte (BRASIL, 2013).

Tratado e Programas na Bacia do Prata

O Tratado da Bacia do Prata, firmado em 23 de abril de 1969, prevê “uma cooperação entre as Partes que vai muito além dos recursos hídricos: abrange todo o meio ambiente socioeconômico e natural da bacia, e ainda, reflete um consenso sobre o fato de que a valorização da bacia é considerada uma necessidade vantajosa para todas as Partes” (CALAZANS, 2006). O tratado propõe a conjugação de esforços com o objeto de promover o desenvolvimento harmônico e a integração física da Bacia do Prata e de suas áreas de influência direta e ponderável, e cria o Comitê Intergovernamental Coordenador dos Países da Bacia do Prata - CIC, organismo de alto nível para coordenar ações e atividades no âmbito do Tratado.

Durante o IV Diálogo Interamericano de Gestão de Águas (Foz do Iguaçu, Brasil, 2001), os países da Bacia do Prata acordaram levar adiante um programa regional de gestão integrada dos recursos hídricos da Bacia e sua relação com o clima - Programa Marco. O objetivo geral do Programa Marco é fortalecer a cooperação transfronteiriça entre os governos da Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai e garantir a gestão dos recursos hídricos compartilhados da Bacia do Prata de forma integrada e sustentável, no contexto da variabilidade e mudanças do clima, gerando oportunidades para o desenvolvimento (CIC/PAE, 2017b).

O Programa Marco teve uma etapa inicial de formulação (2003-2005), onde foi feita uma análise preliminar dos principais problemas ambientais e dos fatores e barreiras a superar na Bacia do Prata. Através de um processo de ampla participação institucional, caracterizou-se o estado e o comportamento dos sistemas hídricos, resumindo os principais Temas Críticos Transfronteiriços (TCT) presentes e emergentes, com as respectivas causas a eles associadas – foram eles: eventos hidrológicos extremos, perda da qualidade da água, sedimentação dos corpos e cursos de água,



alteração e perda da biodiversidade, uso não sustentável dos recursos de pesca, uso não sustentável dos aquíferos nas zonas críticas, conflitos pelo uso da água e impacto ambiental das culturas irrigadas, falta de planos de contingência de desastres, contaminação das águas e deterioração das condições sanitárias ambientais, limitações à navegação e desenvolvimento limitado do potencial hidroelétrico. Foram identificadas propostas preliminares de solução e lacunas de informação (CIC/PAE, 2017b).

Posteriormente desenvolveu-se a Etapa 1 do Programa Marco (2010-2016) que permitiu aprofundar o conhecimento sobre diversos aspectos da Bacia e atualizar a Análise de Diagnóstico Transfronteiriço (ADT) levando em conta os efeitos da variabilidade e mudanças do clima e formular o Programa de Ações Estratégicas (PAE) da Bacia do Prata, que tem como objetivo promover a gestão dos recursos hídricos compartilhados, a cooperação e integração regional objetivando alcançar o desenvolvimento sustentável dos países da Bacia do Prata e o bem-estar de seus habitantes. Além disso, estabeleceram-se metas qualitativas associadas a cada TCT e foram consolidadas e priorizadas as recomendações sobre a base da análise causal mencionada, definindo objetivos/recomendações para a realização dessas metas qualitativas (CIC/PAE, 2017b).

As recomendações formuladas com base nos TCT e agrupadas sob os aspectos técnicos e econômico-gerenciais, político-institucionais e socioculturais, foram posteriormente consolidadas em seis (6) áreas estratégicas do PAE que, por sua vez, contém 13 componentes e 28 ações estratégicas (Tabela 2).

O Programa de Ações Estratégicas (PAE) foi concebido como um instrumento orientado a coordenar políticas para a gestão dos recursos hídricos e temas ambientais associados, no âmbito dos desafios presentes e futuros relacionados com a variabilidade e mudanças do clima na Bacia do Prata. O PAE tem uma visão a longo prazo (horizonte de planejamento de 20 anos) e considera os principais Temas Críticos Transfronteiriços (TCT) identificados como barreiras a serem superadas para promover o desenvolvimento sustentável. O conjunto de ações estratégicas e atividades identificadas como parte das mesmas constituem a resposta de intervenção e recomendações de gestão para resolver ou atenuar os impactos dos principais TCT que afetam a Bacia e para promover seu desenvolvimento sustentável (CIC/PAE, 2017b).



Tabela 2 – Programa de Ações Estratégicas (PAE) da Bacia do Prata

Áreas estratégicas	Componente	Ações estratégicas
I. Gestão da informação	1 Redes e sistemas de informação	1.1 Ampliação e consolidação das redes de observação
		1.2 Ampliação e integração dos sistemas de informação
	2 Monitoramento hidroambiental e alerta hidrológico	2.1 Planejamento e implantação do sistema de monitoramento hidroambiental da Bacia do Prata
		2.2 Consolidação do sistema de alerta hidrológico da Bacia do Prata
II. Planejamento, gestão e manejo sustentável dos recursos hídricos	1 Gestão integrada dos recursos hídricos e medidas de adaptação	1.1 Gestão integrada das águas superficiais e subterrâneas em zonas críticas
		1.2 Planejamento e ordenamento territorial em áreas vulneráveis prioritárias
		1.3 Programa de gestão do abastecimento hídrico
		1.4 Programa de gestão de riscos e medidas de adaptação
	2 Desenvolvimento de produção sustentável	2.1 Desenvolver sistemas de produção agropecuária resilientes à variabilidade e mudanças do clima
		2.2 Programas de pesca e piscicultura sustentáveis
		2.3 Programa de ecoturismo
		2.4 Programa de tecnologias limpas
	3 Aproveitamento dos recursos hídricos no contexto da integração regional	3.1 Impulsionar a navegação fluvial como elemento de transporte e integração regional
		3.2 Articulação de sistemas hidroelétricos sob o cenário da variabilidade e mudanças do clima
III. Proteção/reabilitação ambiental	1 Gestão de ecossistemas	1.1 Conservação e ampliação de áreas protegidas e manejo sustentável de ecossistemas ripários e zonas úmidas
		1.2 Manejo de ecossistemas aquáticos e recursos associados
	2 Gestão sustentável do solo	2.1 Recuperação de solos e controle da erosão
		2.2 Conservação e manejo sustentável de solos no âmbito local
	3 Saneamento ambiental	3.1 Redução de fontes de contaminação
		3.2 Saneamento urbano e saúde
IV. Educação, comunicação e participação pública	1 Educação ambiental	1.1 Programa de educação ambiental
		1.2 Programa de formação e extensão rural
	2 Comunicação e participação pública	2.1 Programa de comunicação social e participação pública para promover a conscientização e participação da sociedade
V. Pesquisa e desenvolvimento tecnológico	1 Pesquisa e desenvolvimento tecnológico	1.1 Apoio ao desenvolvimento da pesquisa, ao desenvolvimento tecnológico e à inovação associado aos TCT
VI. Fortalecimento institucional.	1 Marco institucional	1.1 Fortalecimento do CIC como órgão de coordenação e articulação institucional para efeitos da implantação do PAE
		1.2 Fortalecimento dos órgãos nacionais que participam das instâncias de coordenação binacional ou regional na etapa de implantação do PAE
	2 Marco legal	2.1 Harmonização dos marcos jurídicos nacionais para a gestão dos recursos hídricos transfronteiriços, incluindo acordos entre os países
		2.2 Desenvolvimento de guias técnicos e protocolos comuns de ações para viabilizar a gestão dos recursos hídricos compartilhados

Fonte: CIC Cuenca del Plata (CIC/ PAE, 2017b)



Para a implantação do PAE está prevista uma abordagem programática. Sob este enfoque, as áreas estratégicas ou os componentes específicos poderão ser desenvolvidos e executados simultaneamente, considerando as questões específicas. As ações estratégicas do PAE irão abranger diversas áreas territoriais, cobrindo em alguns casos toda a Bacia e em outros, áreas específicas localizadas em determinadas sub-bacias. Como o âmbito de intervenção será diversificado, também serão distintos os órgãos e instituições que conduzirão a execução das ações. A multiplicidade de atores envolvidos na execução das ações, cada qual com seu próprio tempo, prioridades, interesses e mecanismos, leva à necessidade de estabelecer um mecanismo organizacional que facilite a articulação, funcionalidade e sustentabilidade do Programa (CIC/PAE, 2017b).

Em 2018, os governos da Argentina, Bolívia, Brasil, Paraguai e Uruguai concordaram em preparar um Projeto de Porte Médio (PPM) para implementação do Programa de Ação Estratégica (PAE) da Bacia do Prata. As atividades do PPM estão sendo promovidas pela Unidade de Coordenação do Projeto (UCP) em conjunto com a CIC / Plata, com sede na cidade de Buenos Aires. A UCP está vinculada ao Comitê Gestor do Projeto Prata MSP-CIC e aos coordenadores nacionais correspondentes do Projeto MSP (CNS), de acordo com o Regulamento Interno aprovado (Reunião nº 554 da CIC).). No Brasil a coordenação nacional e coordenação técnica do PPM-Prata estão a cargo do Ministério Desenvolvimento Regional.

O Projeto de Médio Porte (PPM-Prata) “Preparando a Base para a Implementação do Programa de Ação Estratégica da Bacia do Prata” foi aprovado pelos países em 2018 e teve o início de suas atividades em 2019. O projeto tem o apoio financeiro não reembolsável do Global Environment Facility (GEF). A agência executora dos fundos do GEF é o Banco de Desenvolvimento da América Latina (CAF) e a agência executora regional é a Organização dos Estados Americanos (OEA).

O Plano de Execução do Projeto (PEP) foi aprovado pelos 5 países e contém o conjunto de atividades e o cronograma para seu desenvolvimento no escopo de cada componente estabelecido pelo PPM. O processo de implementação do PPM-Prata prevê a discussão do Programa de Ações Estratégicas (PAE) e a formação de projetos prioritários para a implementação de suas 6 áreas estratégicas, 13 componentes, 28 ações estratégicas e outras 130 atividades, identificadas como parte das ações (Tabela 2) por meio da discussão de 6 Grupos Temáticos Regionais (GTRs), Tabela 3, além do tema de intercâmbio de informações dos sistemas cartográficos (cartas geográficas, náuticas e outras) (PPM-Prata; 2019).

O objetivo de cada GTR do PPM é identificar e desenvolver projetos de interesse regional para as Áreas Estratégicas Temáticas identificadas de acordo com o Plano de Execução do Projeto (PEP). Além disso, o projeto prevê a contratação de consultor de suporte de cada GTR que terá a tarefa de consolidar as informações fornecidas pelos pontos focais dos países, e obtidas por meio de reuniões



entre os países, bem como apoiar a conformação de propostas de projetos compatíveis com as estratégias de fundos de financiamento para a região (PPM-Prata; 2019).

Em virtude da pandemia do COVID 19 as reuniões e tratativas entre os países vem sendo realizadas por meio de vídeo conferência, o que acaba por dificultar, se não inviabilizar a evolução da elaboração de projetos conjuntos. Até o momento havia sido realizada somente uma reunião presencial do GTR Gerenciamento de Informações - Sistema de Apoio à Decisão para Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Prata, em dezembro de 2019. A primeira reunião por vídeo conferência foi a do GTR Proteção da Área Temática Estratégica / Reabilitação Ambiental ocorrida em maio de 2020.

Tabela 3 – Grupos Temáticos Regionais (GTRs) – PPM-Prata – PEP

Grupos Temáticos Regionais	Coordenação
GTR Planejamento Estratégico da Área Temática, Gestão e Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos	Argentina
GTR: Proteção da Área Temática Estratégica / Reabilitação Ambiental	Paraguai
GTR Área Temática Estratégica Educação, Comunicação e Participação Pública	Uruguai
GTR Área Temática Estratégica de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico	Bolívia
GTR Fortalecimento Institucional da Área Temática Estratégica	Brasil
GTR SSTD: Gerenciamento de Informações - Sistema de Apoio à Decisão para Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Prata	Unidade de Coordenação do Projeto - UCP

Fonte: CIC Cuenca del Plata (PPM-Prata; 2019)

| COMENTÁRIOS FINAIS |

A nível global, as preocupações com Segurança Hídrica passaram a se manifestar com maior veemência neste século XXI. O risco de escassez de água nas grandes cidades é cada vez maior; a urbanização e industrialização, acompanhada pelo crescimento populacional, tem aumentado, consideravelmente o consumo de água, provocado grandes pressões sobre os recursos hídricos, com isso a oferta de água segura para as populações se tornou um grande problema nas grandes cidades e entre nações fronteiras. Nesse contexto, há uma grande quantidade de nações que compartilham rios e lagos de água doce, numa dinâmica de interdependência, pois qualquer ação de um país em uma bacia pode ter efeitos no outro e vice-versa, situação vivenciada na Bacia do Prata.

No contexto brasileiro, devido sua extensão continental, a temática transfronteiriça é vital. O país faz divisa com 10 outras nações, cerca de 60% do território nacional estão inseridos em bacias



hidrográficas que se estendem pelos territórios de países vizinhos, e reúnem 83 rios fronteiriços ou transfronteiriços

O PAE concebido como um instrumento orientado e coordenar políticas a gestão de recursos hídricos e temas ambientais associados na Bacia do Prata incorporou um conjunto de ações estratégicas que necessita de cooperação transfronteiriça para aplicação de uma gestão integrada entre os aspectos sociais, econômicos e ambientais, bem como a água na gestão do espaço urbano e rural, a gestão das águas superficiais, subterrâneas e atmosféricas, das condições de montante e jusante na bacia hidrográfica, dos aspectos legais, institucionais e culturais, integrados em diferentes componentes. Não se pode ter um pensamento egocêntrico, todos os autores e aspectos devem ser escutados e ponderados, a fim de auxiliar na tomada de decisão mais assertiva e benéfica para todos e identificar os pontos críticos o quais serão o foco dos projetos a serem desenvolvidos.

À compreensão dos fenômenos naturais, deve-se acrescentar um melhor conhecimento das atividades antrópicas que afetaram este comportamento, particularmente, a mudança no uso do solo, impulsionada pelo desenvolvimento das atividades agrícola e pecuária e a crescente urbanização. O comportamento hidroambiental, modificado pela ação do ser humano, é a base direta ou relativamente mais indireta para a análise de cada um dos Temas Críticos Transfronteiriços (TCT). Tendo como base a análise das principais causas identificadas para os TCT e das recomendações originadas a partir do desenvolvimento desta fase do projeto, foram levantadas as recomendações gerais para o Programa de Ações Estratégicas (PAE), agrupadas em aspectos técnicos, econômico-gerenciais, político-institucionais e socioculturais, que possuem uma visão a longo prazo. Em 2020, período de extrema fragilidade e crítico nas mais diversas temáticas, a pandemia do COVID-19 obriga reformulação de eventos presenciais e abre um questionamento de como será uma nova gestão dos recursos hídricos, em especial no âmbito de gestão de recursos hídricos transfronteiriços, saneamento básico e conflitos sociais e ambientais, gerando novos desafios para o Projeto de Porte Médio (PPM), que tem buscado uma melhor sinergia e integração das diferentes nações envolvidas.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Agência Nacional de Águas- ANA; 2019.Plano Nacional de Segurança Hídrica - PNSH / Agência Nacional de Águas. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: < <http://arquivos.ana.gov.br/pnsh/pnsh.pdf>>. Acesso em: 15 de maio de 2020. 96 p.
- ____ANA; 2019.Conjuntura Brasil Recursos Hídricos 2019. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: <<http://conjuntura.ana.gov>>. Acesso em: 15 de maio de 2020. 96 p.
- BRASIL. Lei n.º 13.844, de 18 de junho de 2019, que estabelece a organização básica dos órgãos da Presidência da República e dos Ministérios. Brasília: 2019. Publicado em: 18/06/2019 | Edição: 116-A | Seção: 1 - Extra | Página: 4. Brasília: 2000. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2019/lei/L13844.htm>. Acesso em: 15 de maio de 2020.
- ____Decreto n.º 10.000, de 03 de setembro de 2019, que dispõe sobre o Conselho Nacional de Recursos Hídricos, Brasília: 2019. Diário Oficial da União - Edição: 171 -Seção 1 - 4/9/2019. Brasília: 2019. Disponível em: <<http://www.in.gov.br/web/dou/-/decreto-n-10000-de-3-de-setembro-de-2019-214304091>>. Acesso em: 15 de maio de 2020.
- ____Lei n.º 9.984, de 17 de julho de 2000, que dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas – ANA. Diário Oficial da União - Seção 1 - 18/7/2000. Brasília: 2000. Disponível em: < <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2000/lei-9984-17-julho-2000-360468-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em: 15 de maio de 2020.
- ____Água e Desenvolvimento Sustentável - Recursos Hídricos Fronteiriços e Transfronteiriços do Brasil. Brasília: Secretaria de Assuntos Estratégicos; Presidência da República, 2013. Disponível em: < http://estatico.cnpq.br/portal/premios/2013/pjc/imagens/noticias/publicacao_agua_sae.pdf>. Acesso em: 15 de maio de 2020.
- ____Lei n.º 9.433, de 08 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, Brasília: 1997. Diário Oficial da União de 09/01/1997 (p. 470, col. 1). Brasília: 1997. Disponível em: < <http://legis.senado.leg.br/norma/551309> >. Acesso em: 15 de maio de 2020.
- BARBOSA, C. M. S. & MATTOS. A. Estimativa da evaporação no lago usando uma estação meteorológica flutuante. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, São Paulo, 2007.
- BARROS, TOMÁS SOARES DA SILVA. Gestão de bacias hidrográficas transfronteiriças: a Organização do Tratado de Cooperação Amazônica (OTCA). Revista Direito Ambiental e sociedade, v. 8, n. 1. 2018 (p. 106-137), 2018.
- BETANCUR, MARIBEL OLAYA. Análise da silvicultura na bacia hidrográfica do rio Jaguarão (Brasil-Uruguai): diagnóstico para a gestão geoambiental em bacia transfronteiriça. Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília. (UnB-IH-GEA, Mestre, 2015). Distrito Federal, 2015.
- BRAGA, B.P.F. & DOMINGUES, A.F. Gestão de Recursos Hídricos no Brasil. Artigo apresentado no II Simpósio Internacional de Savanas Tropicais e IX Simpósio Nacional do Cerrado. Brasília, outubro de 2008.
- BRAGA, B.P.F. Gestão de águas em Bacias Hidrográficas transfronteiriças: o caso da Bacia do Prata. Artigo apresentado à Revista América Latina 2009 – Memorial da América Latina; 2009.
- BROCH, Synara A. Olendzki. Gestão Transfronteiriça de Águas: O Caso da Bacia do Apa. Tese de Doutorado. Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília. Brasília, 2008.
- CALAZANS, Jorge Thierry. Águas Transfronteiriças. Apostila do Curso de Capacitação para Jornalistas: “Água: Uma boa notícia” . Cidade de Goiás: MMA/SRH, 2006.



CIC, Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata. Análise Diagnóstico Transfronteiriço da Bacia do Prata - ADT. - 1a ed revisada. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata - CIC; Estados Unidos: Organización de los Estados Americanos - OEA, 2017a. Disponível em: < https://cicplata.org/wp-content/uploads/2017/06/analise_diagnostico_transfronteirico_da_bacia_do_prata.pdf>. Acesso em: 15 de maio de 2020.

____CIC, 2017b. Programa de Acciones Estratégicas de la Cuenca del Plata - PAE. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata - CIC; Estados Unidos: Organización de los Estados Americanos - OEA, 2017. Disponível em: <https://cicplata.org/wp-content/uploads/2017/09/programa_de_acciones_estrategicas_de_la_cuenca_del_plata.pdf>. Acesso em: 15 de maio de 2020.

____CIC, 2017c. Marco institucional y legal para la gestión integrada de los recursos hídricos en la Cuenca del Plata. - 1a ed. - Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Comité Intergubernamental Coordinador de los Países de la Cuenca del Plata - CIC; Estados Unidos: Organización de los Estados Americanos - OEA, 2017. Disponível em: <https://cicplata.org/wp-content/uploads/2017/04/marco_institucional_y_legal_20170424.pdf>. Acesso em: 15 de maio de 2020.

CONICELLI, Bruno Pirilo. Gestão das águas subterrâneas transfronteiriças :O caso do Sistema Aquífero Guarani. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Geografia. São Paulo, 2009.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. CNRH; 2016. Resolução n.º 181, de 07 de dezembro de 2016, que aprova as Prioridades, Ações e Metas do Plano Nacional de Recursos Hídricos para 2016-2020, Brasília: CNRH, 2016. Disponível em: < <http://www.cnrh.gov.br>>. Acesso em: 15 de maio de 2020.

____CNRH; 2015. Resolução n.º 165, de 29 de junho de 2015, que estabelece as prioridades do PNRH para orientar a elaboração do PPA Federal e dos PPA dos Estados e do Distrito Federal, para o período 2016-2019, Brasília: CNRH, 2015. Disponível em: < <http://www.cnrh.gov.br>>. Acesso em: 15 de maio de 2020.

____CNRH; 2006. Resolução n.º 58, de 30 de janeiro de 2006, que aprova o Plano Nacional de Recursos Hídricos, Brasília: CNRH, 2011. Disponível em: < <http://www.cnrh.gov.br>>. Acesso em: 15 de maio de 2020.

____CNRH; 2001. Resolução n.º 17, de 29 de maio de 2001, que dispõe sobre a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos, Brasília: CNRH, 2001. Disponível em: < <http://www.cnrh.gov.br>>. Acesso em: 15 de maio de 2020.

GERENT, JULIANA & GONÇALVES, ALCINDO. Acordo sobre o aquífero guarani: proposta de um regime jurídico regional. Revista de Direito Ambiental. RDA VOL.83 (JULHO - SETEMBRO 2016) – Biodiversidade. Edição e distribuição da EDITORA REVISTA DOS TRIBUNAIS LTDA, 2016

LOPES; Mario Marcos & NEVES, Fernando Frachone. A gestão de recursos hídricos no Brasil: um panorama geral dos estados. FACEF Pesquisa: Desenvolvimento e Gestão, v.20, n.3 - set/out/nov/dez 2017.

MARTÍNEZ, MÓNICA MONTANA. Bacia Amazônica e Hidropolítica: Interdependência Hidrológica, Incipiente Regime Regional e Baixo Conflito. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Relações Internacionais e Desenvolvimento Regional, modalidade DINTER, da Universidade de Brasília (UnB), em convênio com a Faculdade Latino-Americana de Ciências Sociais (FLACSO) e a Universidade Federal de Roraima (UFRR). Brasília, junho de 2012

MINISTERIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. MDR; 2019. Folder: Apresentação do Plano Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: 2019.



- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. MMA; 2017. Estudo Consultoria: Elaboração de Diagnóstico e Avaliação dos Resultados do Plano Nacional de Recursos Hídricos e de Recomendações para a Construção do novo PNRH, com horizonte temporal a partir de 2021 - Consultor Leonardo Mitre - Estudo contratado por meio do IICA-Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura. Brasília: 2017.
- ____MMA; 2006. Plano Nacional de Recursos Hídricos (2006-2020). Programas e Metas: Volumes 1, 2, 3 e 4 e Síntese Executiva - Plano Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao03032011025152.pdf>. Acesso em: 17 Nov. 2019.
- ____MMA; 2011. Plano Nacional de Recursos Hídricos. Prioridades 2012-2015. Brasília: 2011. 124p.
- NEVES, M & CORDEIRO NETTO, O.; 2007. Avaliação da Efetividade de Planos de Recursos Hídricos Desenvolvidos no Brasil, In: CAMINHO DAS ÁGUAS – Curso de Capacitação em Recursos Hídricos. CT-Hidro\CNPQ\MCT, 2007. 216 p.
- OEA, Organização dos Estados Americanos. Síntese Hidrogeológica do Sistema Aquífero Guarani. Projeto para a Proteção Ambiental e Desenvolvimento Sustentável do Sistema Aquífero Guarani. Consórcio Guarani: Tahal Consulting Engineers Ltd., Seinco S. R. L., Hidroestructuras S. A., Hidrocontrol S. A., Hidroambiente S. A, 2012.
- PNUD, PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. Água para lá da escassez: poder, pobreza e a crise mundial de água. Relatório de desenvolvimento humano de 2006.
- PPM-Prata; 2018 -Projeto de Médio Porte (PPM-Prata) “Preparando a Base para a Implementação do Programa de Ação Estratégica da Bacia do Prata – Carta Consulta, 2018.
- PPM-Prata; 2019 - Projeto de Médio Porte (PPM-Prata) “Preparando a Base para a Implementação do Programa de Ação Estratégica da Bacia do Prata – Plano de Execução do Projeto (PEP), 2019.
- RIBEIRO, C. R.; BERMUDEZ, O. B.; LEAL, A. C. A Gestão Compartilhada de Águas Transfronteiriças, Brasil e Colômbia. Mercator, Fortaleza, v. 14, n. 2, p. 99-118, mai./ago. 2015.
- SENRA, J. B.; 2007. Lei das águas: 10 anos na gestão dos recursos hídricos. Revista ECO 21, Rio de Janeiro, n. 122, jan. 2007. 3 p.
- STEINKE, VALDIR ADILSON & SAITO, CARLOS HIROO. Avaliação geoambiental do território brasileiro nas bacias hidrográficas transfronteiriças. Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional. G&DR • v. 6, n. 1, p. 189-222. Taubaté, São Paulo, jan-abr de 2010.
- TUNDISI, J. G. ;2006. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. Revista USP, São Paulo, n.70, jun./ag. 2006. p24-35.



COMPARAÇÃO DE MÉTODOS DE MODELAGEM DE ÁREAS INUNDADAS UTILIZANDO TÉCNICAS DE ESCALA LOCAL, REGIONAL E GLOBAL PARA UMA CHEIA NO RIO URUGUAI

| ID 15824 |

1 Maria Eduarda Pereira Alves, 2 Fernando Mainardi Fan, 3 Vinicius Alencar Siqueira, 4 Leonardo Laipelt

1 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: eduarda.alves@ufrgs.br; 2 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fernando.fan@ufrgs.br; 3 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: vinisiqueira@gmail.com; 4 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, email: leolaipelt@gmail.com.

| RESUMO |

A delimitação de áreas inundadas é uma informação importante para a gestão de desastres naturais, previsão de impactos ambientais e planejamento territorial. Inundações ocorrem quando uma cheia ultrapassa os limites da calha de um rio e escoar para as planícies de inundação. Quando estas atingem pessoas, elas são consideradas um desastre natural. A delimitação da cheia observada dada a ocorrência de um evento extremo pode ser feita através de técnicas de campo, como o mapeamento percorrendo a área afetada ou utilizando aerofotos. Todavia, o levantamento em campo não é trivial e nem sempre permite a obtenção do dado necessário para um projeto específico. Para este fim, existem múltiplas técnicas para estimativa de manchas de inundação. Algumas são técnicas mais simplificadas, baseadas apenas em um Modelo Digital de Elevação (MDE). Este é o caso do modelo HAND (Height Above Nearest Drainage), que tem ganhado muita fama recentemente na aplicação de delimitação de áreas possivelmente inundadas. Outras técnicas são mais complexas, como o uso de modelagem hidrodinâmica. Nesta linha, existem modelos hidrológico-hidrodinâmicos de grande escala que simulam processos de geração de escoamento e de transporte de água na bacia hidrográfica a partir de dados de chuva, meteorológicos e de características da bacia hidrográfica. Este é o caso do modelo MGB (Modelo de Grandes Bacias), que vem sendo desenvolvido e aplicado para estes tipos de caso. Todavia, não existem trabalhos na literatura que comparem resultados gerados por estas múltiplas abordagens com diferentes graus de complexidade e diferentes escalas espaciais. Exatamente para preencher esta lacuna existente na literatura científica que este trabalho foi desenvolvido. É apresentada aqui, pela primeira vez, a verificação do desempenho do modelo MGB em duas versões, uma de escala regional e outra de escala continental para a delimitação de áreas inundadas, em comparação com uma imagem de satélite observada da cheia e com duas



versões do modelo HAND, uma gerada por um estudo local e outra gerada por um estudo global. O estudo de caso utilizado na verificação foi uma cheia que ocorreu no Rio Uruguai, nas proximidades da cidade de Itaqui (RS), que faz divisa entre os países Brasil e Argentina, em outubro de 1997. Os resultados mostraram que tanto o modelo MGB aplicado em escala regional quando o modelo MGB em escala continental foram capazes de delimitar a área inundada, com algumas superestimativas na porção norte da imagem. O método HAND de escala local também permitiu um mapeamento da área inundada, com áreas mais de cabeceira de pequenos afluentes superestimadas. Já o método HAND em escala global demonstrou ser inadequado para aplicação para a delimitação de áreas inundadas nesta região. Acredita-se que a principal causa seja o pequeno limiar de área de drenagem relacionado com o produto HAND global utilizado.

Palavras-chave: Áreas inundadas, modelagem hidrodinâmica, rio Uruguai.

| INTRODUÇÃO |

Áreas inundadas são áreas que ficam submersas em função da cheia de um rio que ultrapassa os limites da calha principal e ocupa a região conhecida como planície de inundação nos entornos do curso de água. A inundação é diferente do alagamento, pois o alagamento se dá devido ao acúmulo de água por superação da capacidade de um sistema de drenagem local, especialmente em áreas urbanas (CPRM, 2017). As inundações ocorrem principalmente pelo aumento da vazão nos rios, ocasionado pelas precipitações na bacia hidrográfica, que geram maior escoamento superficial drenado para os canais. Especialmente a ocorrência de precipitações com Tempo de Recorrência (TR) mais elevado tendem a gerar também cheias com TRs elevados. Embora o TR de uma precipitação não seja necessariamente o mesmo que de uma cheia, pois a resposta de uma bacia em relação a uma chuva é não-linear e depende de variáveis como a condição antecedente de umidade do solo. Além disso, especialmente em grandes bacias, as cheias que atingem um dado ponto podem ser relacionadas às precipitações heterogêneas ou à ocorrência de vazões elevadas em afluentes dentro da bacia hidrográfica (FLEISCHMANN, et al., 2019).

Inundações também podem ocorrer ou serem potencializadas devido a outros fatores, por exemplo, devido a operação de estruturas hidráulicas (como a abertura de comportas de reservatórios) ou até o rompimento de barragens (TSCHIEDEL & PAIVA, 2018). Outros fenômenos que podem potencializar a ocorrência de cheias são os efeitos de maré ou do vento em regiões estuarinas e/ou de grandes rios (LOPES, et al., 2018). As inundações são um fenômeno natural e não



necessariamente devem ser consideradas desastres naturais quando ocorrem. Uma inundação de fato só é considerada desastre natural quando a sua ocorrência causa danos para a sociedade, como danos materiais ou perdas de vida (KOBİYAMA, M. et al., 2010). Além do potencial desastre natural, também existem outros fatores ambientais relacionados com a importância de áreas inundadas, como a ocorrência de áreas de desova de peixes, deposições de sedimentos ricos em nutrientes, amortecimento de cheias, ocorrência de elevada evaporação de água para a atmosfera, entre outros (PONTES, et al., 2017).

Nessa linha, a delimitação de áreas inundadas, principalmente em áreas urbanas ou outras regiões onde os danos patrimoniais podem ser extensivos, como áreas agrícolas, torna-se uma importante ferramenta de gestão territorial e de tomada de decisão na área ambiental. Após a ocorrência das cheias, esta delimitação pode ser feita *in-situ*, através de extensivos trabalhos de campo de mapeamentos ou realizações de entrevistas com os habitantes locais. Paixão et al. (2018) apresenta um exemplo deste tipo de levantamento. A dificuldade com este tipo de delimitação é que são necessários equipes técnicas para a realização da atividade. Além de que, alguns locais a serem mapeados podem estar inacessíveis ou serem de risco. Uma alternativa neste caso seria a realização de levantamentos utilizando imagens de avião ou drone. Porém, esta segunda hipótese pode ser limitada pela necessidade de recursos financeiros, disponibilidade de equipamentos, ou pelo próprio tempo chuvoso no momento do levantamento.

Alternativamente ao levantamento em campo, a obtenção da mancha de inundação observada pode ser feita através de imagens de sensoriamento remoto, obtidas através de sensores orbitais, que mapeiam a superfície terrestre com imagens ópticas (passivas) ou imagens de radar (ativas). Caso o satélite tenha passado pela região inundada no momento da ocorrência da inundação, é possível processar a sua imagem para a obtenção da máscara de água da área inundada, a ser usada em estudos ambientais. De fato, esta é uma alternativa muito comum, e utilizada por muitos estudos como Townsend (2001); Mengue et al., (2016); Garrafiel (2018); Zhang, Zhu & Liu (2014). A grande dificuldade com esta abordagem é a relacionada com a cobertura de nuvens (que impedem a obtenção de imagens ópticas) ou a necessidade da realização de processamentos na imagem para a extração da máscara. Além do fato de ter que coincidir a passagem do satélite exatamente no momento da inundação sobre a área de interesse.

Portanto, nem sempre é possível obter com trabalho de campo ou através de imagens de satélite uma imagem de uma inundação requerida para um estudo ambiental ou para a delimitação de áreas possivelmente afetadas por um desastre, por exemplo. Devido a esta dificuldade, existe uma gama de técnicas de delimitação de áreas inundadas desenvolvidas ao longo das últimas décadas para a estimativa de áreas inundadas a partir de outras informações. Algumas técnicas são simples e



necessitam apenas do uso de um modelo digital de elevação (MDE) e de um valor observado de cota de inundação para serem aplicadas. Este é o caso de técnicas como as que se baseiam no modelo HAND (*Height Above Nearest Drainage*). Outras técnicas são mais complexas e aplicam equações matemáticas para a modelagem da propagação da onda de cheias em rios e para a obtenção da área inundada associada.

Na linha de modelagem, especialmente para grandes bacias hidrográficas, um modelo que tem sido muito aplicado no território da América do Sul é o modelo chamado de MGB (Modelo de Grandes Bacias), desenvolvido por Collischonn & Tucci (2001) e aprimorado ao longo dos últimos anos por uma série de pesquisadores (PAIVA, et al., 2013; FAN & COLLISCHONN, 2014; FLEISCHMANN, SIQUEIRA, COLLISCHONN, & FAN, 2015; PONTES, et al., 2017). As grandes bacias possuem dificuldades específicas quando se trata do mapeamento de áreas inundadas, pois existem diversos processos atuando ao mesmo tempo para a geração da inundação, como o próprio escoamento próximo das áreas inundadas, chuvas com TRs diferentes ocorrendo de forma heterogênea na bacia, aportes de água por diversos afluentes, bem como a evapotranspiração, a infiltração, efeitos de maré e até do vento sobre a lâmina de água.

Mesmo com essas dificuldades, o modelo MGB tem sido aplicado com relativo sucesso em todos estes tipos de caso, como mostram os trabalhos de Alves, Fan, & Fleischmann (2019); Neto, Dornelles, Fleischmann, & Medeiros (2019); Fleischmann, Collischonn, & Paiva (2018); Kuwajima, et al. (2019); Lopes, et al. (2018); Tschiedel & Paiva, (2018). No trabalho de Siqueira et al. (2018), inclusive, o modelo foi aplicado para todo o território da América do Sul, com capacidade de geração de manchas de inundação para todo o território, a partir de um MDE de 500m do SRTM - Shuttle Radar Topography Mission (FARR, et al., 2007).

Apesar desta aplicação ampla, não existem estudos na literatura que tenham comparado a capacidade de simular áreas inundadas pelo modelo MGB com outras ferramentas de modelagem mais locais e mais simplificadas. Por exemplo, com resultados baseados no descritor de terreno HAND - *Height Above Nearest Drainage* (RENNÓ, et al., 2008; NOBRE, et al., 2011), algumas vezes já usado na literatura para a delimitação de áreas inundadas, como nos trabalhos de Mengue, et al. (2016); Goerl, et al. (2017); Speckhann (2015); Dantas & Canil (2017); e Milanesi, Quadros & Lahm (2017).

Portanto, buscando preencher esta lacuna existente na literatura científica que este trabalho foi desenvolvido. É apresentada aqui, pela primeira vez, a verificação do desempenho do modelo MGB em duas versões, uma de escala regional e outra de escala continental (SIQUEIRA, et al., 2018) para a delimitação de áreas inundadas, em comparação com uma imagem de satélite observada da cheia, e com duas versões do modelo HAND, uma gerada por um estudo local (MENGUE, SCOTTÁ,



SILVA, & FARINA, 2016) e outra gerada por um estudo global (DONCHYTS, et al., 2016). O estudo de caso utilizado na verificação foi uma cheia que ocorreu no Rio Uruguai, nas proximidades da cidade de Itaqui (RS), a qual faz divisa entre os países Brasil e Argentina, em outubro de 1997.

| METODOLOGIA |

A metodologia proposta para cumprir com os objetivos do trabalho consistiu na comparação de resultados das duas versões do modelo MGB (Modelo de Grandes Bacias), uma versão em escala regional (ALVES, 2018) e outra em escala continental (SIQUEIRA, et al., 2018) e de resultados do método HAND (*Height Above Nearest Drainage*) rodados a partir de duas diferentes fontes independentes, uma fonte de escala local (MENGUE, SCOTTÁ, SILVA, & FARINA, 2016) e outra fonte de escala global (DONCHYTS, et al., 2016). Os resultados destes quatro métodos foram utilizados para comparação com a cheia que ocorreu em outubro de 1997, no Rio Uruguai, na fronteira entre Brasil e Argentina, cuja área inundada observada pode ser extraída de uma imagem captada pelo satélite Landsat 5. A área de estudo e cada um dos modelos e métodos utilizados são explicados com detalhes a seguir.

Área de Estudo

A área de estudo utilizada para a comparação é apresentada na Figura 9. Ela consiste no polígono envolvente da imagem de satélite Landsat 5 da região onde a cheia foi observada, no entorno da cidade de Itaqui (RS, Brasil). O rio principal, que corre no sentido norte-sul na porção principal da imagem corresponde ao rio Uruguai. Na parte sul da imagem o Rio Ibicuí que corre no sentido Leste-Oeste é outro grande rio da região que também inundou na época. A máscara de água apresentada na Figura 9 foi derivada a partir da imagem Landsat 5 utilizando um filtro de NDVI (GAO, 1996).

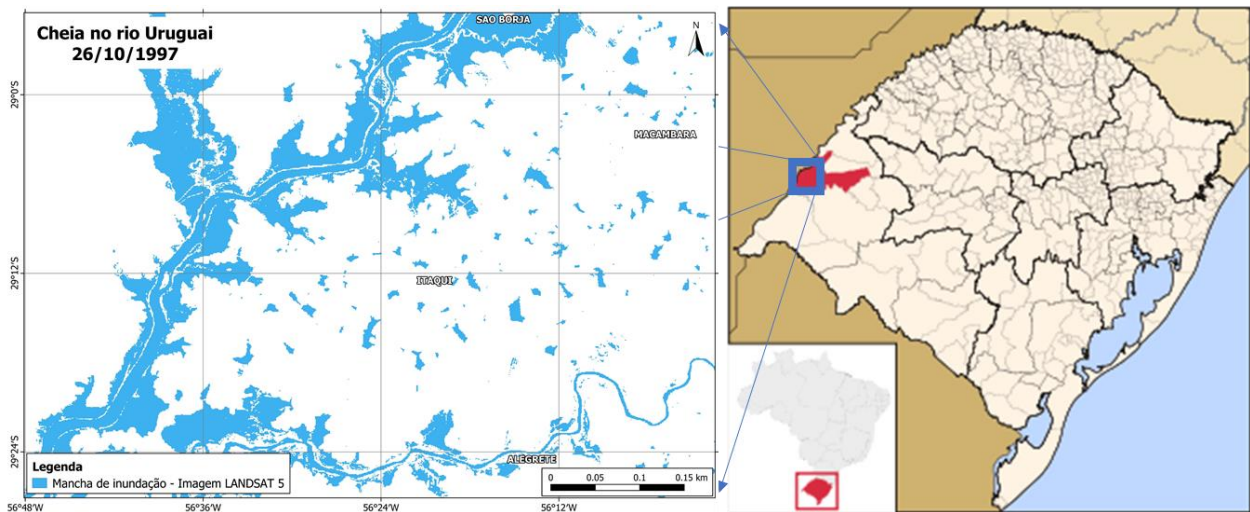
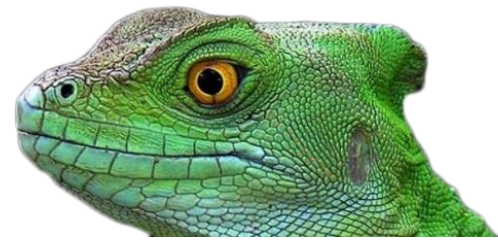


Figura 9. Localização da área de estudo, já com a imagem da mancha de inundação observada processada a partir do satélite Landsat 5

MGB em escala regional

O modelo MGB é um modelo hidrológico-hidrodinâmico semi-distribuído, que simula a bacia hidrográfica subdividindo-a em unidades menores chamadas de minibacias. Simula o balanço hídrico superficial, no solo e no subsolo a partir de uma abordagem do tipo reservatórios lineares, a evapotranspiração por Pennam-Monteith (MONTEITH, 1965), e a propagação de vazões com o método de propagação inercial local. Mais detalhes sobre a versão mais atual do modelo podem ser obtidos em Pontes et al. (2015).

O MGB em escala regional aplicado na presente pesquisa é o mesmo modelo utilizado por Alves, Fan & Fleischmann (2019), que mostrou o modelo hidrológico-hidrodinâmico para todo o território do Rio Grande do Sul Hidrológico (RSH), com resultados considerados satisfatórios. O modelo foi calibrado para o período de 2000 a 2010 e validado para o período de 1990 a 2000. A Tabela 1 apresenta os resultados da calibração deste modelo hidrológico para as estações Passo São Borja (75780000), Itaqui (75900000) e Uruguiana (77150000), que são os postos fluviométricos do Rio Uruguai que ficam respectivamente a montante, na cidade, e a jusante da área de estudo. São mostrados os resultados do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NASH & SUTCLIFFE, 1970) e erro de vazões médias (erro de volume - EV). Para a concepção do modelo, foi utilizado o MDE SRTM de 90m de resolução processado para a remoção vegetação, conhecido como Bare Earth SRTM (O'LOUGHLIN, PAIVA, DURAND, ALSDORF, & BATES, 2016).



Tabela 1. Resultados do desempenho do modelo MGB regional utilizado para as estações fluviométricas da área de estudo

Código ANA da estação	Nome da estação	NSE calibração/validação	EV calibração/validação (%)
75780000	Passo São Borja	0,88	5,8
75900000	Itaqui	0,63	10,4
77150000	Uruguiana	0,85	-8,7

MGB em escala continental

O MGB em escala continental aplicado na presente pesquisa é o mesmo modelo preparado por Siqueira et al. (2018), que calibrou o modelo hidrológico-hidrodinâmico para todo o território da América do Sul. O modelo foi calibrado para o período de 2000 a 2010. A Tabela 2 mostra os resultados da calibração deste modelo para as estações Passo São Borja (75780000) e Uruguiana (77150000). A estação de Itaqui (75900000) não foi utilizada para calibração e validação no trabalho de Siqueira et al. (2018). Para a concepção do modelo foi utilizado o MDE SRTM de 500m do HydroSHEDS (LEHNER, VERDIN, & JARVIS, 2008).

Tabela 2. Resultados do desempenho do modelo MGB continental utilizado para as estações fluviométricas da área de estudo

Código ANA da estação	Nome da estação	NSE calibração/validação	EV calibração/validação (%)
75780000	Passo São Borja	0,83	2,77
77150000	Uruguiana	0,80	4,69

HAND em escala local

O modelo HAND em escala local abordado no presente trabalho foi o preparado por Mengue et al. (2016). Os autores testaram várias configurações do modelo HAND e concluíram que a utilizada neste trabalho representa melhor a cheia de 1997 no rio Uruguai, em Itaqui. Este HAND foi preparado a partir do MDE SRTM de 90m, com limiar de início da área de drenagem de 10 mil células e reclassificado para a cota de 11,5m, que coincide com a cota que chegou à inundação na cidade, para a geração da informação de área alagada.

HAND em escala global

O modelo HAND em escala global utilizado no presente trabalho foi o preparado por Donchyts et al. (2016). Os autores rodaram o processamento do HAND para todo o globo terrestre a partir do MDE SRTM de 30m, com limiar de início da área de drenagem de 5 mil células. Este HAND global



pode ser obtido através da ferramenta do *Google Earth Engine* (<https://code.earthengine.google.com/0f734fda32464b92ba0b7fbd9b8b408b>). Ele foi reclassificado para a cota de 11,5m, que coincide com a cota que chegou à inundação na cidade, de modo a seguir o mesmo padrão utilizado no HAND de escala local testado.

Comparações e análises realizadas

Todos os resultados gerados pelas modelagens hidrológicas-hidrodinâmicas e pelos métodos HAND selecionados foram comparados com a delimitação da imagem Landsat 5 da cheia observada. Os resultados foram analisados em termos de capacidade de representação da cheia e discutidos sob a óptica da limitação de cada uma das abordagens.

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Na Figura 2 até a Figura 5 são apresentados os resultados obtidos para cada um dos experimentos do presente trabalho. Para todos os casos a mancha em azul representa a mancha modelada pelo respectivo método testado (MGB regional, MGB continental, HAND local e HAND global), e os polígonos pretos representam as áreas inundadas delimitadas a partir da imagem do satélite Landsat 5. É conveniente ressaltar que muitas pequenas áreas isoladas que não são parte da planície de inundação dos rios foram mapeadas como áreas inundadas a partir da imagem de satélite. Estas pequenas áreas correspondem aos açudes existentes localmente, e que são na verdade áreas alagadas. Não se espera e nem se pretende que os métodos utilizados sejam capazes de mapear estas pequenas áreas, uma vez que elas justamente não fazem parte das planícies, que são o objetivo do trabalho.

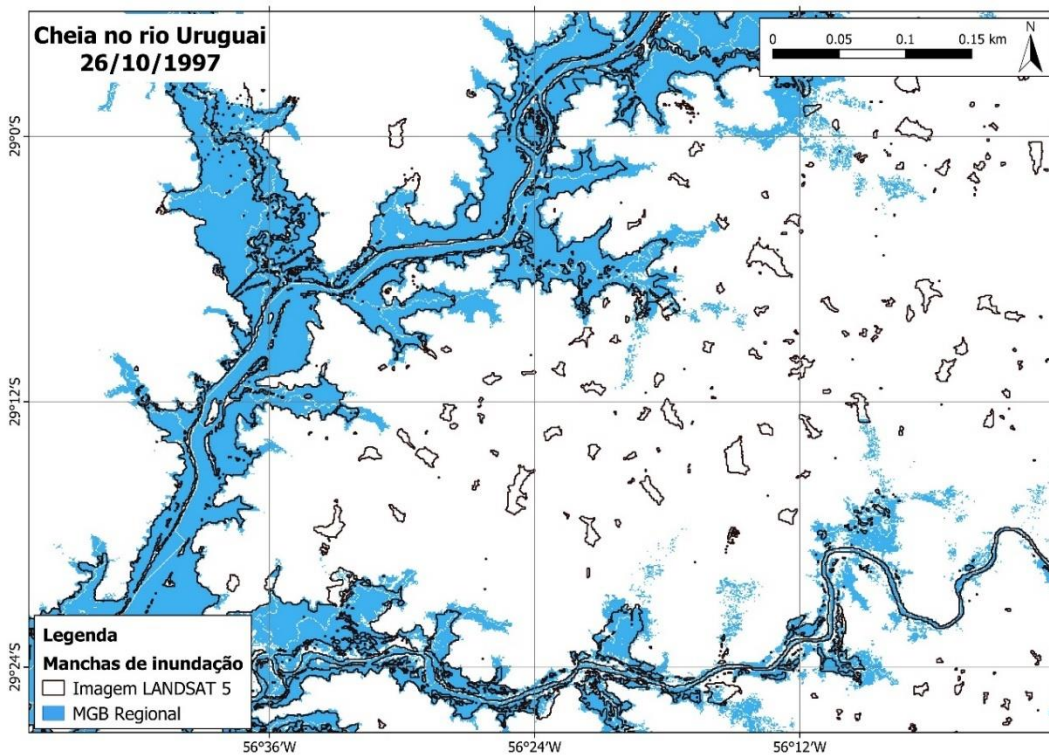


Figura 2. Resultado do modelo MGB regional em comparação com a imagem de satélite para a cheia de outubro de 1997 no Rio Uruguai

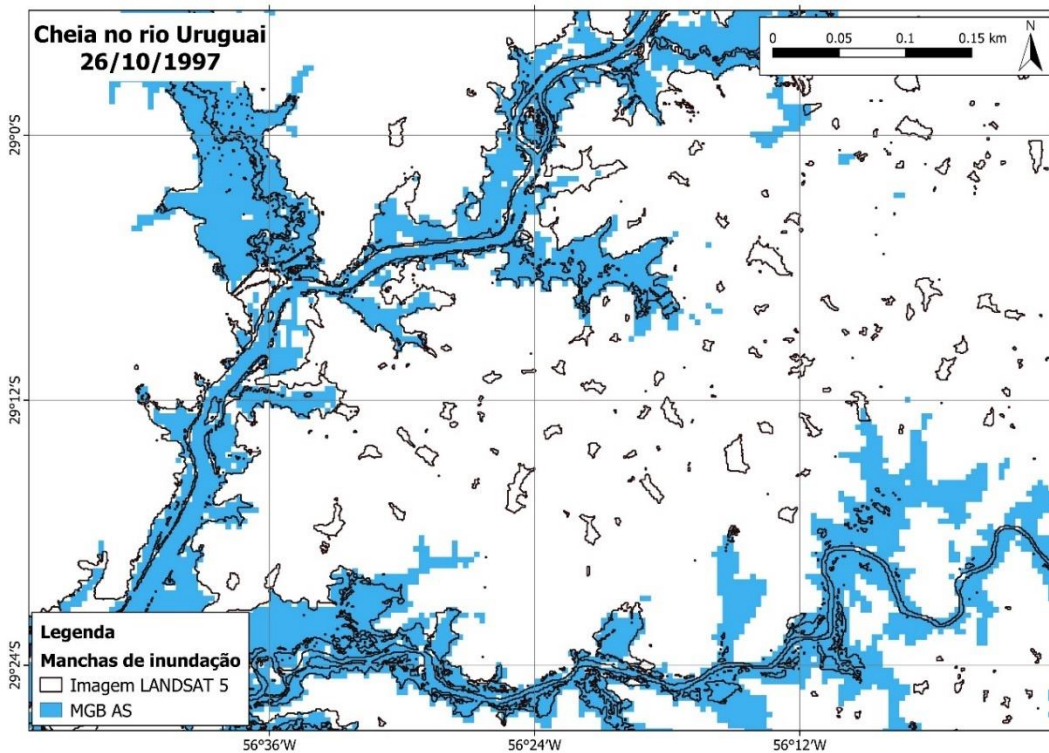


Figura 3. Resultado do modelo MGB continental em comparação com a imagem de satélite para a cheia de outubro de 1997 no Rio Uruguai

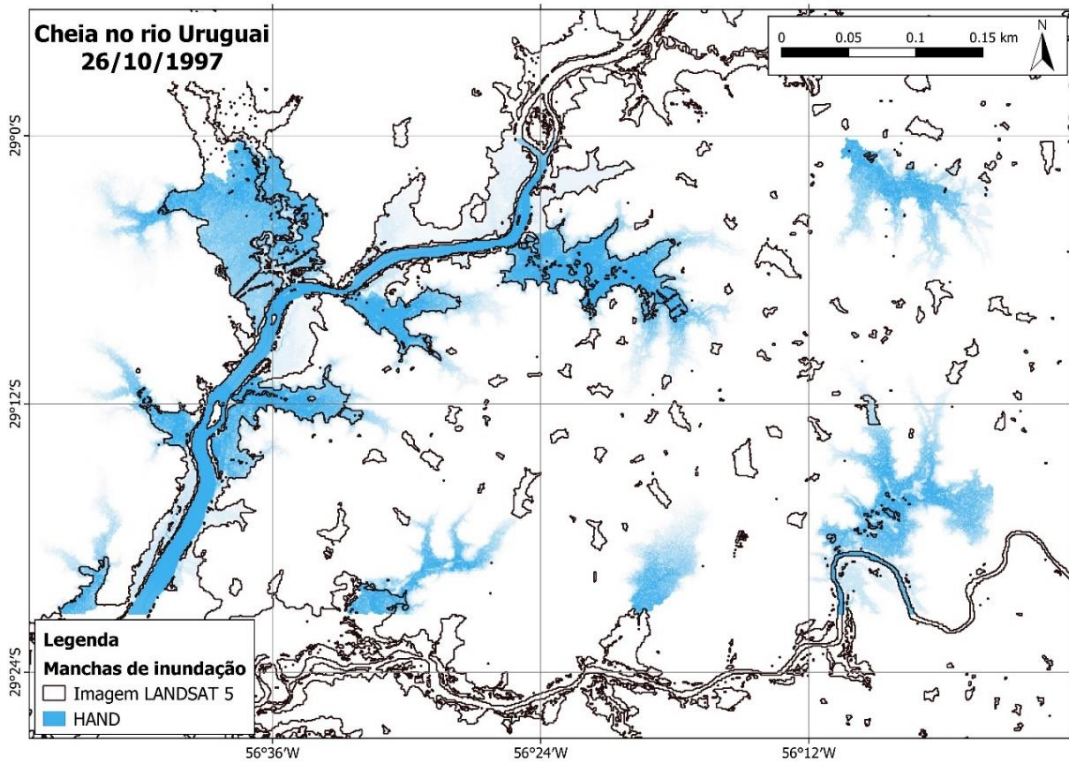
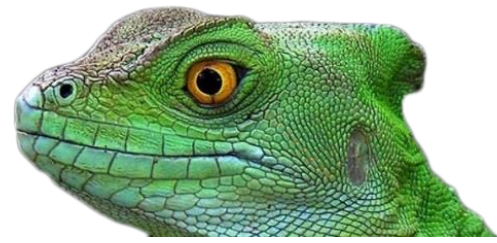


Figura 4. Resultado do método HAND local em comparação com a imagem de satélite para a cheia de outubro de 1997 no Rio Uruguai

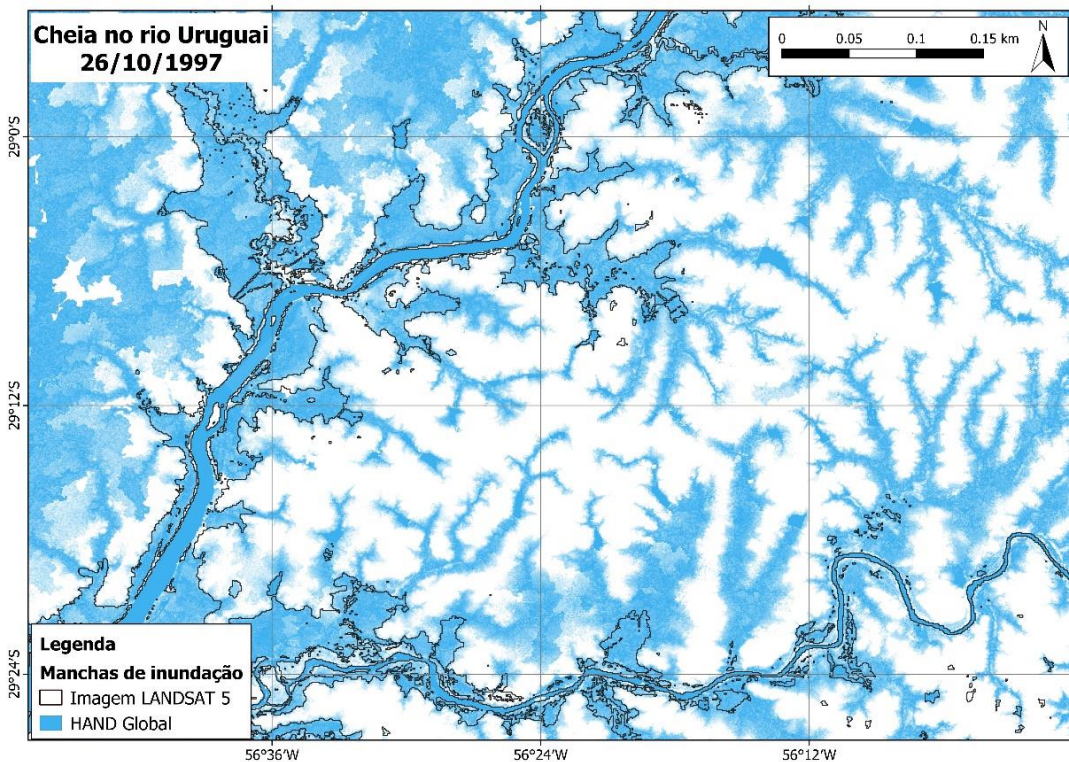


Figura 10. Resultado do método HAND global em comparação com a imagem de satélite para a cheia de outubro de 1997 no Rio Uruguai



Analisando visualmente os resultados, nota-se que a modelagem feita com o modelo MGB na escala regional tende a mapear todas as áreas inundadas com bastante proximidade, com algumas áreas superestimadas mais pronunciadas especialmente na porção norte da Figura , no rio principal. O mesmo pode-se dizer dos resultados com o modelo MGB continental. Com exceção de que se nota o efeito da resolução mais grosseira do modelo continental (500m), além de que algumas áreas foram subestimadas dentro do rio principal, e áreas foram superestimadas na porção sul da bacia, região do rio Ibicuí.

Para o caso do HAND local, nota-se que as áreas inundadas do rio principal são também bem demarcadas. Todavia, com algumas deficiências na porção central do rio principal e com especial superestimativa nas partes mais de cabeceira dos pequenos afluentes inundados. Isto ocorre em vários locais da imagem, como pode-se observar na Figura . Infelizmente o modelo HAND local aplicado por Mengue et al. (2016) e utilizado até o momento não permite comparações para o rio Ibicuí, pois esta área não está incluída no trabalho que realizou a aplicação original do modelo.

Já para o caso do HAND global nota-se que ele teve a tendência de exagerar na delimitação das áreas inundadas. Ao contrário dos outros métodos testados. Neste caso, a análise visual permite destacar que esta base de dados global do HAND a partir de um MDE de 30 metros, com 5 mil células de limiar de área de drenagem (DONCHYTS, et al., 2016), não é adequada para o mapeamento das áreas inundadas nesta região. Provavelmente o exagero nas áreas inundadas se dá pelo limiar pequeno de início de área de drenagem a partir do qual o produto foi desenvolvido, fazendo com que a existência de cursos de água na região fosse superestimada. Para mais discussões sobre a importância da definição do limiar de início da área de drenagem sugere-se a leitura do trabalho de Fan et al. (2013).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Este trabalho propôs, pela primeira vez, fazer uma verificação do desempenho do modelo MGB em duas versões, uma de escala regional e outra de escala continental para a delimitação de áreas inundadas, em comparação com duas versões do modelo HAND, uma gerada por um estudo local (MENGUE, SCOTTÁ, SILVA, & FARINA, 2016) e outra gerada por um estudo global (DONCHYTS, et al., 2016). Estes quatro métodos foram comparados com uma imagem de satélite observada da cheia. O estudo de caso utilizado na verificação foi uma cheia que ocorreu no Rio Uruguai, nas proximidades da cidade de Itaqui (RS), que faz divisa entre os países Brasil e Argentina, em outubro de 1997. As comparações foram feitas de maneira visual, e permitiram as seguintes conclusões:



Tanto o modelo MGB aplicado em escala regional quanto o modelo MGB em escala continental foram considerados capazes de delimitar a área inundada, com algumas superestimativas na porção norte da imagem. Especialmente para o caso do modelo continental, algumas superestimativas foram visualizadas também na porção sul da imagem, bem como subestimativas em um trecho no rio principal.

O método HAND de escala local também permitiu um mapeamento considerado adequado da área inundada. Ao longo do rio principal os resultados foram similares com as versões do MGB, e nas áreas mais de cabeceira de pequenos afluentes o HAND apresentou superestimativas de áreas alagadas de maneira mais destacada que os modelos hidrológicos-hidrodinâmicos.

Já o método HAND em escala global demonstrou, mesmo que apenas pela análise visual, ser inadequado para aplicação de delimitação de áreas inundadas nesta região. Acredita-se que a principal causa seja o pequeno limiar de área de drenagem relacionado com o produto global disponível e utilizado.

Para trabalhos futuros nesta linha pretende-se incluir a análise de outras cheias, outros locais de estudo, além de avaliações de desempenho baseadas em métricas de eficiência a partir de índices de alarme falso e índices de alarmes verdadeiros para mapeamento de áreas alagadas.

Agradecimentos

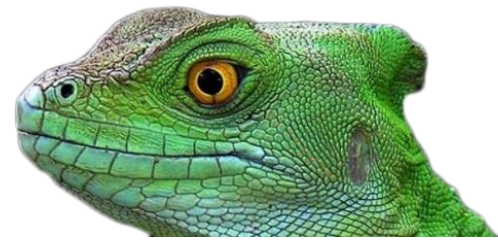
Os Autores gostariam de agradecer ao CNPq, a CAPES e a ANA (Agência Nacional de Águas) pelos apoios recebidos, que possibilitaram a realização desta pesquisa.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ALVES, M. E. (2018). SIMULAÇÃO DE ROMPIMENTO DE BARRAGENS EM CASCATA COM O MODELO MGB. *TRABALHO DE CONCLUSÃO APRESENTADO AO CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA UFRGS*. Porto Alegre, RS: UFRGS.
- ALVES, M. E., FAN, F. M., & FLEISCHMANN, A. S. (2019). SIMULAÇÃO DE ROMPIMENTO DE BARRAGENS EM CASCATA COM O MODELO MGB. *XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS - ABRH*.
- COLLISCHONN, W., & TUCCI, C. E. (2001). Simulação Hidrológica de Grandes Bacias. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 95-118.
- CPRM. (2017). *Curso de Capacitação de Técnicos Municipais para Prevenção e Gerenciamento de Riscos de Desastres Naturais*. Vitória, ES, Brasil: Processos hidrológicos.
- DANTAS, C. G., & CANIL, K. (2017). Identificação e mapeamento de áreas suscetíveis a inundação na bacia do Aricanduva - SP utilizando o algoritmo descritor de terreno HAND. *ANAIS SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA*, 10 p.



- DONCHYTS, G., WINSEMIUS, H., SCHELLEKENS, J., ERICKSON, T., GAO, H., SAVENIJE, H., & GIESEN, N. V. (2016). Global 30 m Height Above the Nearest Drainage. *Proceedings of the EGU General Assembly*, 17-22 .
- FAN, F. M., & COLLISCHONN, W. (2014). Integração do Modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 243-254.
- FAN, F. M., COLLISCHONN, W., SORRIBAS, M. V., & PONTES, P. R. (2013). Sobre o Início da Rede de Drenagem Definida a Partir dos Modelos Digitais de Elevação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, 241-257.
- FARR, T. G., ROSEN, P. A., CARO, E., CRIPPEN, R., DUREN, R., HENSLEY, S., . . . BURBANK, D. (2007). The Shuttle Radar Topography Mission. *Reviews of Geophysics*. v. 45.
- FLEISCHMANN, A. S., COLLISCHONN, W., & PAIVA, R. (2018). Integrando reservatórios e planícies de inundação para a simulação de cheias em grandes bacias: aplicação na bacia do rio Itajaí-Açu. *Anais do I Encontro Nacional de Desastres*.
- FLEISCHMANN, A. S., SIQUEIRA, V. A., COLLISCHONN, W., & FAN, F. M. (2015). Desenvolvimento Do Módulo De Reservatórios Do Modelo Hidrológico MGB-IPH. *XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos* .
- FLEISCHMANN, A., BRÊDA, J. P., FAN, F., WONGCHUIG, S., COLLISCHONN, W., KAZAY, D. F., . . . MUSSI, K. (2019). UM MODELO HIDROLÓGICO-HIDRODINÂMICO DA BACIA DO PARANÁ E SEUS RESERVATÓRIOS. *XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRÍCOS - ABRH*.
- GAO, B. C. (1996). NDWI-A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote sensing of environment*, 257-266.
- GARRAFIEL, G. F. (2018). MAPEAMENTO DE INUNDACOES URBANAS A PARTIR DE IMAGENS DE RADAR DE ABERTURA SINTETICA DO PROGRAMA SENTINEL. *Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Ambiental*. Porto Alegre, RS: UFRGS.
- GOERL, R. F., CHAFFE, P. L., SPECKHANN, G. A., PELLERIN, J. R., FLORES, J. A., ABREU, J. J., & SANCHEZ, G. M. (2017). O MODELO HAND COMO FERRAMENTA DE MAPEAMENTO DE ÁREAS PROPENSAS A INUNDAR. *XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos -ABRH*.
- KOBIYAMA, M. et al. (2010). Hydrological disasters reductions: lessons from hydrology. *Science and Technology for Environmental Studies*, 49-72.
- KUWAJIMA, J. I., FAN, F. M., SCHWANENBERG, D., REIS, A. A., NIEMANN, A., & MAUAD, F. F. (2019). Climate change, water-related disasters, flood control and rainfall forecasting: a case study in river São Francisco. *GEOLOGICAL SOCIETY SPECIAL PUBLICATION*.
- LEHNER, B., VERDIN, K., & JARVIS, A. (2008). New Global Hydrography Derived From Spaceborne Elevation Data. *EOS - v. 89*, 93-94.
- LOPES, V. A., FAN, F. M., PONTES, P. R., SIQUEIRA, V. A., COLLISCHONN, W., & MARQUES, D. D. (2018). A first integrated modelling of a river-lagoon large-scale hydrological system for forecasting purposes. *JOURNAL OF HYDROLOGY*, 177-196.
- MENGUE, V. P., SCOTTÁ, F. C., SILVA, T. S., & FARINA, F. (2016). Utilização do Modelo HAND para mapeamento das áreas mais suscetíveis à inundação no Rio Uruguai. *Pesquisas em Geociências*, 41-53.
- MILANESI, J., QUADROS, E. L., & LAHM, R. A. (2017). Utilização do modelo HAND no reconhecimento dos terrenos sujeitos a inundação - Porto Alegre/RS. *Revista Brasileira de Cartografia*, 675-686.
- MONTEITH, J. L. (1965). Evaporation and environment . *Symposia of the Society for Experimental Biology*, 205-224.



- NASH, J. E., & SUTCLIFFE, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 282-290.
- NETO, J. A., DORNELLES, F., FLEISCHMANN, A. S., & MEDEIROS, M. S. (2019). ESTIMATIVA DE IMPACTO DAS CHEIAS DE 1941, 1967 E 2015 EM PORTO ALEGRE NA HIPÓTESE DE INEXISTÊNCIA DO SISTEMA DE PROTEÇÃO CONTRA CHEIAS DO LAGO GUAÍBA . XXIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS - ABRH.
- NOBRE, A. D., CUARTAS, L., HODNETT, M., RENNÓ, C., RODRIGUES, G., SILVEIRA, A., . . . SALESKA, S. (2011). Height Above the Nearest Drainage – a hydrologically relevant new terrain model. *Journal Of Hydrology*, 13-29.
- O'LOUGHLIN, F. E., PAIVA, R. C., DURAND, M., ALSDORF, D. E., & BATES, P. D. (2016). A multi-sensor approach towards a global vegetation corrected SRTM DEM product. *Remote Sensing of Environment - v. 182*, 49-59.
- PAIVA, R. C., BUARQUE, D., COLLISCHONN, W., BONNET, M.-P., FRAPPART, F., CALMANT, S., & MENDES, C. A. (2013). Large-scale hydrologic and hydrodynamic modeling of the Amazon River basin. *Water Resource Research*, 1226-1243.
- PAIXÃO, M. A., KOBAYAMA, M., ZAMBRANO, F. C., MICHEL, G. P., & FAN, F. M. (2018). LIÇÕES SOBRE O GERENCIAMENTO DE DESASTRES HIDROLÓGICOS OBTIDAS A PARTIR DA OCORRÊNCIA EM ROLANTE/RS. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, 251-267.
- PONTES, P. R., COLLISCHONN, W., FAN, F. M., PAIVA, R. C., & BUARQUE, D. C. (2015). Modelagem hidrológica e hidráulica de grande escala com propagação. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 888-904.
- PONTES, P. R., FAN, F. M., FLEISCHMANN, A. S., PAIVA, R. C., BUARQUE, D. C., SIQUEIRA, V. A., & COLLISCHONN, W. (2017). MGB-IPH model for hydrological and hydraulic simulation of large floodplain river systems coupled with open source GIS. *Environmental Modelling & Software. v. 94*, 1-20.
- RENNÓ, C. D., NOBRE, A. D., CUARTAS, L. A., SOARES, J. V., HODNETT, M. G., TOMASELLA, J., & M. J. (2008). HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. *Remote Sensing Of Environment*, 3469-3481.
- SIQUEIRA, V. A., FLEISCHMANN, A. S., FAN, F. M., PAIVA, R. C., PONTES, P. R., & COLLISCHONN, W. (2017). DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO HIDROLÓGICO-HIDRODINÂMICO PARA A AMÉRICA DO SUL: PARTE 1. *XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - ABRH*.
- SIQUEIRA, V. A., PAIVA, R. C., FLEISCHMANN, A. S., FAN, F. M., RUHOFF, A. L., PONTES, P. R., . . . COLLISCHONN, W. (2018). Toward continental hydrologic–hydrodynamic modeling in South America. *Hydrology and Earth System Sciences*, 4815-4843.
- SPECKHANN, G. A. (2015). Mapeamento de áreas de inundação em três municípios localizados na bacia do Rio Itajaí. *Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental - UFSC*. Florianópolis, SC.
- TOWNSEND, P.A. (2001). Mapping seasonal flooding in forested wetlands using multi-temporal Radarsat SAR. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 857-864.
- TSCHIEDEL, A. F., & PAIVA, R. C. (2018). Uncertainty Assessment in Hydrodynamic Modeling of Floods Generated by Dam Break. *REVISTA BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS; v.23*.
- ZHANG, F., ZHU, X., & LIU, D. (2014). Blending MODIS and Landsat images for urban flood mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 3237-3253.



COMPARAÇÃO DE ABORDAGEM UNIDIMENSIONAL E BIDIMENSIONAL PARA A MODELAGEM DE VAZÕES E NÍVEIS NO RIO DOCE USANDO O MODELO DELFT3D

| ID 15830 |

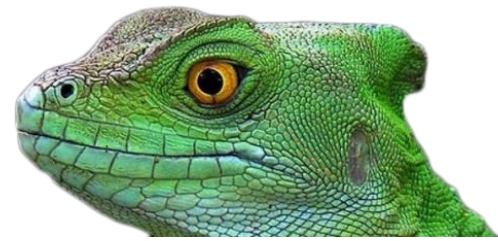
¹Thainá Lessa Cavalcante, ²Fernando Mainardi Fan

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: thaina_lessa@hotmail.com; ²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fernando.fan@ufrgs.br

| RESUMO |

Para auxiliar na compreensão do efeito de eventos hidrodinâmicos são necessárias ferramentas que permitam potencializar a utilização dos dados de monitoramento. Com esse objetivo, tem-se desenvolvido modelos numéricos efetivos e eficientes para a compreensão de escoamentos em canais, em planícies de inundação, para a previsão de inundações em áreas urbanas e demais efeitos associados ao escoamento livre. Esses modelos vêm ganhando popularidade para solucionar uma variedade de problemas de mecânica dos fluidos e ambientais. Com diferentes graus de complexidade e processos representados, esses modelos podem ser unidimensionais, bidimensionais ou tridimensionais, fornecendo diferentes respostas de acordo com sua particularidade. Com essas diferentes concepções de modelos, surge-se o questionamento quanto a possibilidade de se na representação de um rio, um modelo originalmente desenvolvido para aplicações bidimensionais pode ser simplificado para uma aplicação 1D apenas na longitudinal, levando em consideração que este é o sentido do fluxo predominante no escoamento. Dessa forma, o objetivo do presente trabalho é verificar a diferença obtida nos resultados gerados pelo uso do modelo Delft3D, a partir de uma abordagem unidimensional simplificada e uma abordagem bidimensional, mais tradicionalmente utilizada, para a simulação de vazões e níveis. O interesse é, portanto, identificar se é possível obter respostas semelhantes, ou não, a partir da aplicação de ambas as configurações do modelo quando consideradas as mesmas condições de contorno de montante e de jusante. Dessa forma, este trabalho apresenta uma comparação realizada entre os resultados obtidos pelas duas configurações do modelo para um trecho de rio de 100 km, localizado entre as estações fluviométricas da Agência Nacional das Águas (ANA) de Governador Valadares e Resplendor, no rio Doce, em Minas Gerais (Brasil). A análise verificou que as simulações de níveis são mais sensíveis à simplificação realizada pela abordagem unidimensional em relação às simulações de vazão. Ambas as abordagens forneceram hidrogramas bastante semelhantes, enquanto os níveis apresentaram variação em torno de 10 m, com superestimativa do modelo unidimensional em relação ao bidimensional.

Palavras-chave: Simulação hidrodinâmica; Delft3D.



| INTRODUÇÃO |

As cheias são fenômenos hidrológicos extremos que podem ser naturais, normalmente causados por elevadas precipitações, ou induzidos pela intervenção humana. Elas ocorrem quando há o extravasamento de um curso de água em relação à sua calha menor, inundando os terrenos próximos (CHOW, 1956), quando natural ocupando a planície de inundação (leito maior). Apesar de serem vistas como catástrofes, devido aos impactos sociais e econômicos causados quando atingem a vida dos seres humanos, essas ocorrências naturais são importantes na natureza. As cheias são ditas de intervenção humana quando são intensificadas ou atenuadas por ações humanas, ou ainda quando causadas por rupturas de estruturas de contenção, como barragens e diques. Normalmente a maioria dos impactos que acometem à população ocorrem devido à urbanização nas áreas de planície de inundação dos rios (TUCCI, 2007). Na natureza esses eventos são responsáveis pelo fornecimento de nutrientes para as planícies de inundação, a partir da deposição dos sedimentos carregados pelos cursos d'água que possuem substâncias agregadas, além de serem importantes modificadores da paisagem.

Para estudar a ocorrência e efeitos desses eventos é necessária a disponibilidade de informações referentes aos fenômenos, que nem sempre existem ou são de fácil acesso, nos locais e datas de ocorrência. Visando aumentar o número de informações disponíveis, com o avanço computacional e do sensoriamento remoto, os sensores remotos têm se tornado importantes ferramentas para aquisição de novos dados que auxiliem o estudo de vazões.

Para auxiliar na compreensão do efeito desses eventos são ainda necessárias ferramentas que permitam potencializar a utilização dos dados de monitoramento e obtidos por sensoriamento remoto. Com esse objetivo, tem-se desenvolvido modelos numéricos efetivos e eficientes para a compreensão de escoamentos em canais, em planícies de inundação, para a previsão de inundações em áreas urbanas e demais efeitos associados ao escoamento livre. Esses modelos vêm ganhando popularidade para solucionar uma variedade de problemas de mecânica dos fluidos e ambientais (LAI; WU, 2019), com diferentes graus de complexidade e processos representados.

O deslocamento de ondas de cheia e transporte de sedimentos ao longo de rios podem ser descritos por modelos com diferentes graus de complexidade e particularidades. Os métodos de propagação utilizados pelos modelos podem ser diversos, desde considerações simples de defasagem, que consideram apenas atrasos no tempo, até métodos de propagação unidimensionais (1D), bidimensionais (2D) ou tridimensionais (3D) complexos (MERRITT; LETCHER; JAKEMAN, 2003). Para resolver escoamentos de superfície livre e processos de transporte de sedimentos em



canal aberto (rios e reservatórios), modelos unidimensionais (1D) e bidimensionais (2D) têm sido bastante utilizados (LAI; WU, 2019).

Modelos unidimensionais são ferramentas mais simplificadas, que tratam o fluxo do escoamento como unidimensional ao longo da linha da calha do rio (TENG *et al.*, 2017). Os modelos 1D tradicionais são geralmente utilizados para simular o fluxo nos canais dos rios, mas costumam ser menos adequados para simular fenômenos como inundações significativas em áreas de planícies de inundação extensas, onde os fluxos podem ocorrer em mais de um sentido (ZHANG *et al.*, 2014). Já os modelos 2D são aqueles que representam o escoamento como um campo bidimensional (TENG *et al.*, 2017), normalmente integrado na vertical, que fornece informações espacialmente variadas sobre a profundidade da água e a elevação de leitos em rios, lagos e estuários, bem como a magnitude dos componentes de velocidade transversal e transversal de velocidade média.

Cada modelo é construído de acordo com a forma de representação do fluxo a ser realizada. No entanto, um questionamento que pode ser feito é quanto à possibilidade do uso de um modelo bidimensional em uma aplicação 1D apenas na longitudinal. Esse questionamento baseia-se no fato de que este é o sentido do fluxo predominante no escoamento, sendo interessante investigar e se existem limitações nesta abordagem para a representação de níveis e vazões. Esta simplificação teria como benefício uma representação mais eficiente e simplista do sistema, com um menor custo computacional.

Nesse contexto, o presente trabalho tem como finalidade a realização de um teste que permita responder à questão levantada, a partir da aplicação do modelo Delft3D, que é um modelo amplamente aplicado em simulações bi e tridimensionais desenvolvido pela empresa holandesa Deltares (DELTARES, 2014). Portanto, objetivo do trabalho é verificar a diferença nos resultados gerados a partir do uso de uma abordagem unidimensional simplificada em relação à abordagem bidimensional mais tradicionalmente usada no modelo Delft3D para a simulação de vazões e níveis, tendo como estudo de caso o Rio Doce, em Minas Gerais, Brasil.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Para execução do trabalho, foi escolhido um trecho de aproximadamente 100 km do rio Doce, localizado entre as estações fluviométricas de Governador Valadares (código 56850000 – Agência Nacional de Águas) e Resplendor (código 56338340 - ANA), no estado de Minas Gerais (Figura 1). Inserido na Bacia hidrográfica do Rio Doce, o trecho apresenta uma declividade média de 65 cm/km.

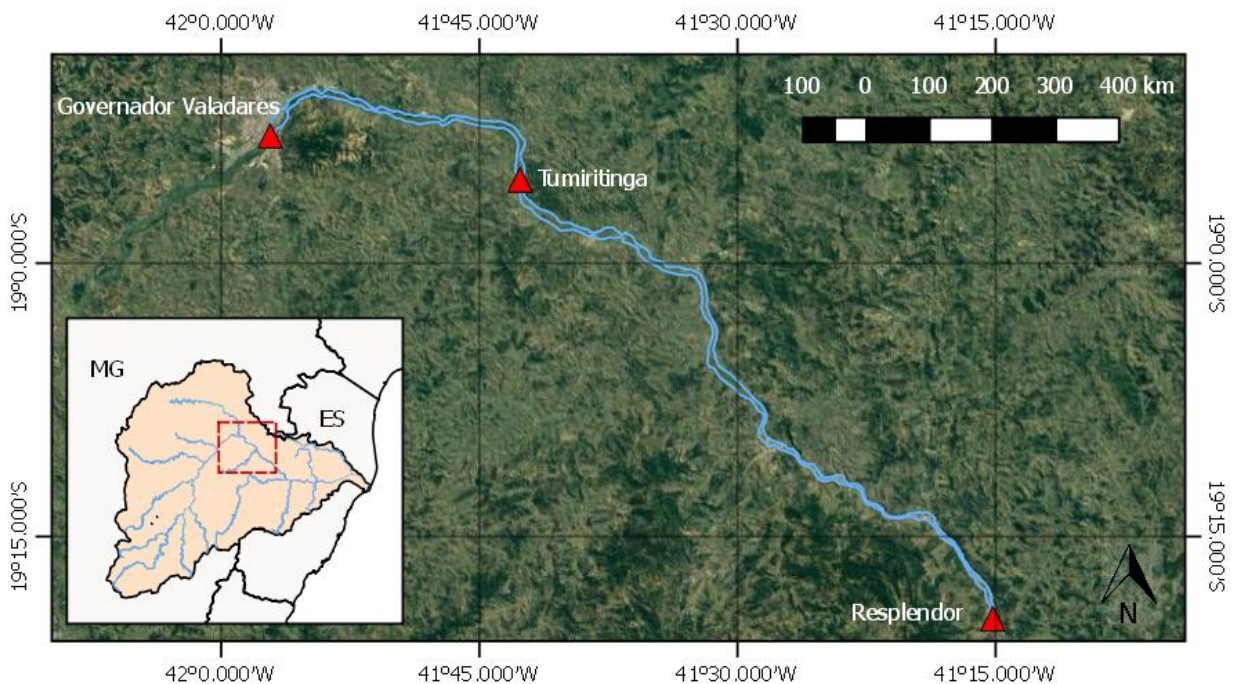


Figura 1: Área de estudo no rio Doce (destaque em azul)

Foi implementado na área de estudo o modelo Delft3D, desenvolvido pela empresa Deltares (DELTARES, 2014). Originalmente o modelo foi desenvolvido para aplicações bidimensionais (2D) e tridimensionais (3D) de simulações hidrodinâmicas em regime não-permanente, a partir da resolução das equações de Navier-Stokes para um fluido incompressível pela consideração da aproximação de águas rasas de Boussinesq. O modelo permite ainda o cálculo de transporte de sedimentos, ondas e modelagem de qualidade da água.

Para atingir o objetivo do trabalho, foram consideradas duas configurações do modelo na região, uma abordagem 2D, usual do Delft3D, e uma configuração 1D, diferenciadas na concepção da grade numérica. Na aplicação considerada como 1D, a grade foi composta por apenas uma célula na transversal (Figura 2.a), de forma a representar as seções transversais como consideradas em modelos unidimensionais. Na aplicação 2D foi elaborada uma malha curvilínea constituída de 8 e 373 células nos sentidos transversal e longitudinal, respectivamente (Figura 2.b).

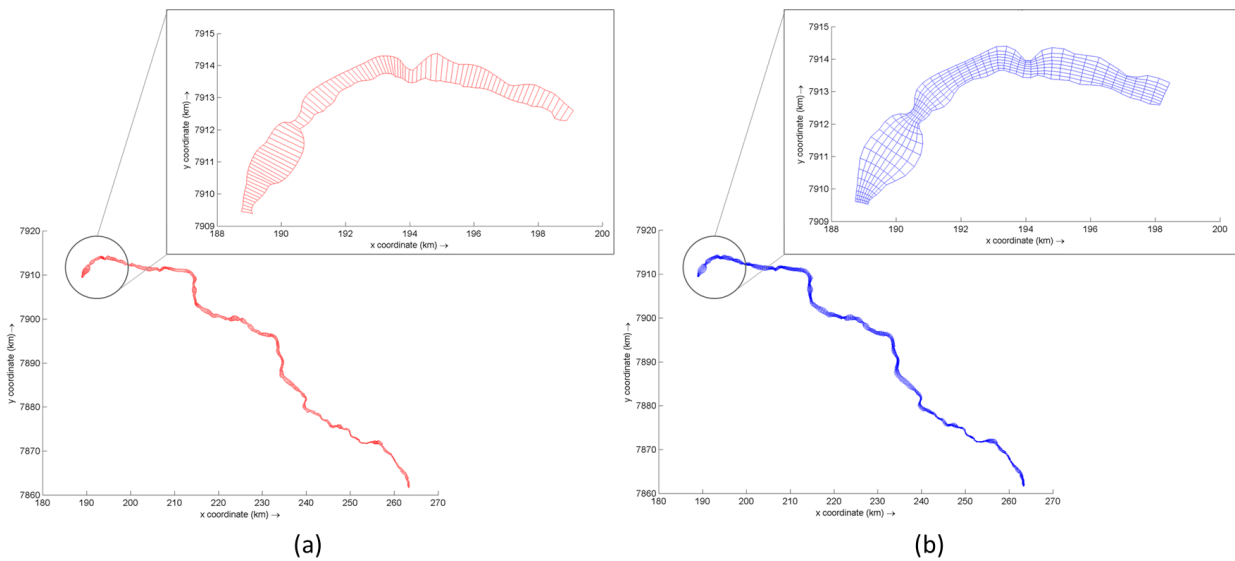
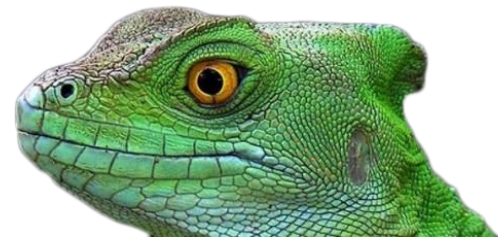


Figura 2: Grades elaboradas para a modelagem (a) 1D e (b) 2D

A concepção dos modelos 1D e 2D, portanto, passou pelas etapas de elaboração da grade numérica, interpolação da batimetria, definição das condições de contorno, iniciais e parâmetros. Ambas as simulações foram realizadas para o período de 01/01/2015 a 30/06/2015, utilizando como condição de contorno de montante (Governador Valadares) as vazões simuladas pelo modelo MGB-IPH para a região, extraídas do trabalho de Fagundes *et al.* (2019). Para a condição de jusante (Resplendor), utilizou-se o valor médio de nível da água observado para o período, obtido a partir dos dados do Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR) para o reservatório de Aimorés, devido ao término do domínio computacional do modelo ser a área de remanso da barragem. Como condição inicial, adotou-se uma profundidade média de 5 m em todo o domínio da modelagem e um valor de 0,035 para o coeficiente de Manning. Por fim, neste trabalho foram comparadas as respostas obtidas pelas configurações estabelecidas em relação aos níveis e vazões estimados.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A partir dos dois modelos configurados foram obtidas as séries de vazões simuladas para o local das estações fluviométricas de Tumiritinga e de Resplendor (ver Figura 1). As Figuras 3 e 4 apresentam os hidrogramas simulados pelos modelos nesses dois locais, em vermelho sendo representada a série obtida pela configuração 1D e em azul pela versão 2D. Da análise das figuras, observa-se que as curvas simuladas por ambas as configurações apresentam boa concordância entre os resultados. Em Tumiritinga (Figura 3), distante cerca de 35 km do início do domínio modelado,



obteve-se uma diferença mais significativa nos primeiros 15 dias de simulação (metade de janeiro), em que o modelo 1D leva um pouco mais de tempo para aquecimento e estabilidade na simulação. Após esse período, as curvas seguem praticamente unidas, com pequena diferença de magnitude entre os resultados. Já na série de vazões de Resplendor (Figura 4), localizada no final da área modelada, também se observa um tempo de aquecimento do modelo 1D nos primeiros 15 dias, em que as vazões ficam praticamente nulas no começo da simulação. Após esse período, os hidrogramas têm o mesmo comportamento, representando os picos e vales, havendo um deslocamento para baixo na curva simulada pela configuração 1D. A maior diferença registrada foi da ordem de $200 \text{ m}^3/\text{s}$, no pico de vazão ocorrido em fevereiro, ainda no início da simulação.

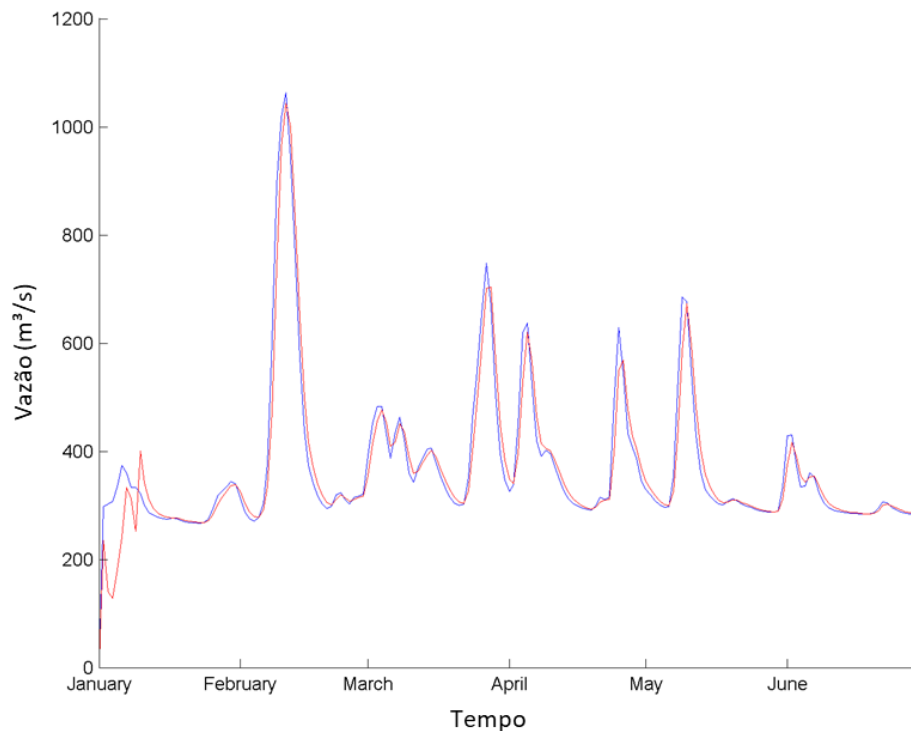


Figura 3: Vazões simuladas pelos modelos 1D (vermelho) e 2D (azul) – Tumiritinga

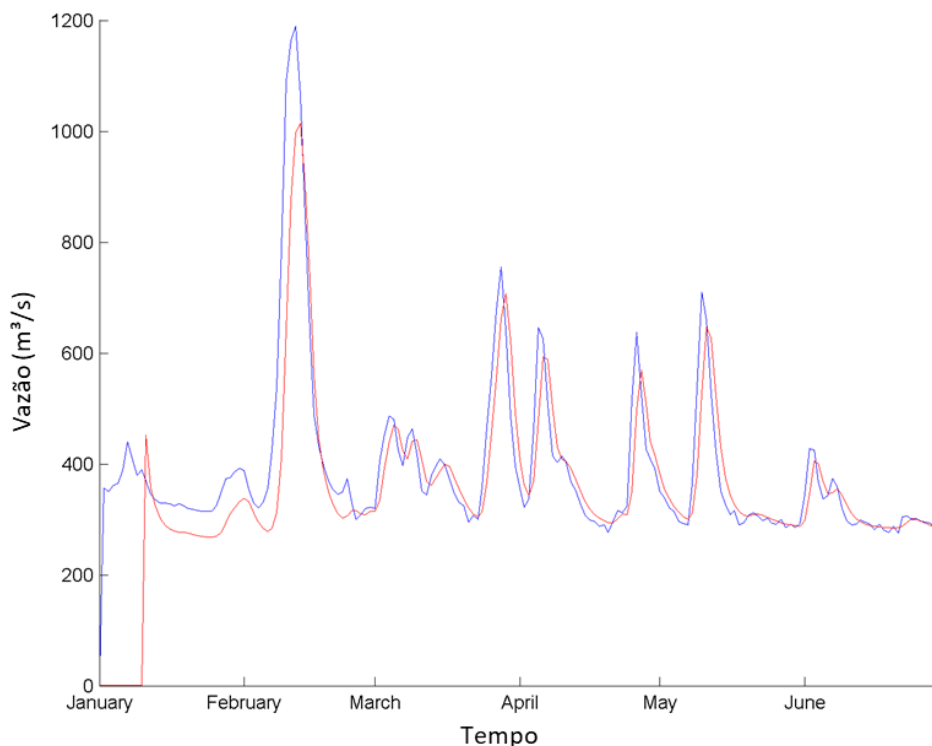


Figura 4: Vazões simuladas pelos modelos 1D (vermelho) e 2D (azul) – Resplendor

A título de ilustração, a Figura 5 mostra a comparação entre as duas modelagens (1D e 2D) e o modelo que é utilizado como condição de contorno de montante (MGB em laranja na figura) e as observações na estação fluviométrica de Tumiritinga (com viés removido em relação aos modelos; em verde na figura).

Apesar da similaridade nas respostas obtidas para as simulações de vazão, verifica-se que em relação aos níveis o mesmo não ocorre. Comparando as séries de níveis nos mesmos locais de vazão, observa-se um deslocamento de aproximadamente 12 m em Tumiritinga (Figura 6.a) e 10 m em Resplendor (Figura 6.b), em que o modelo unidimensional superestima os níveis em relação ao bidimensional.

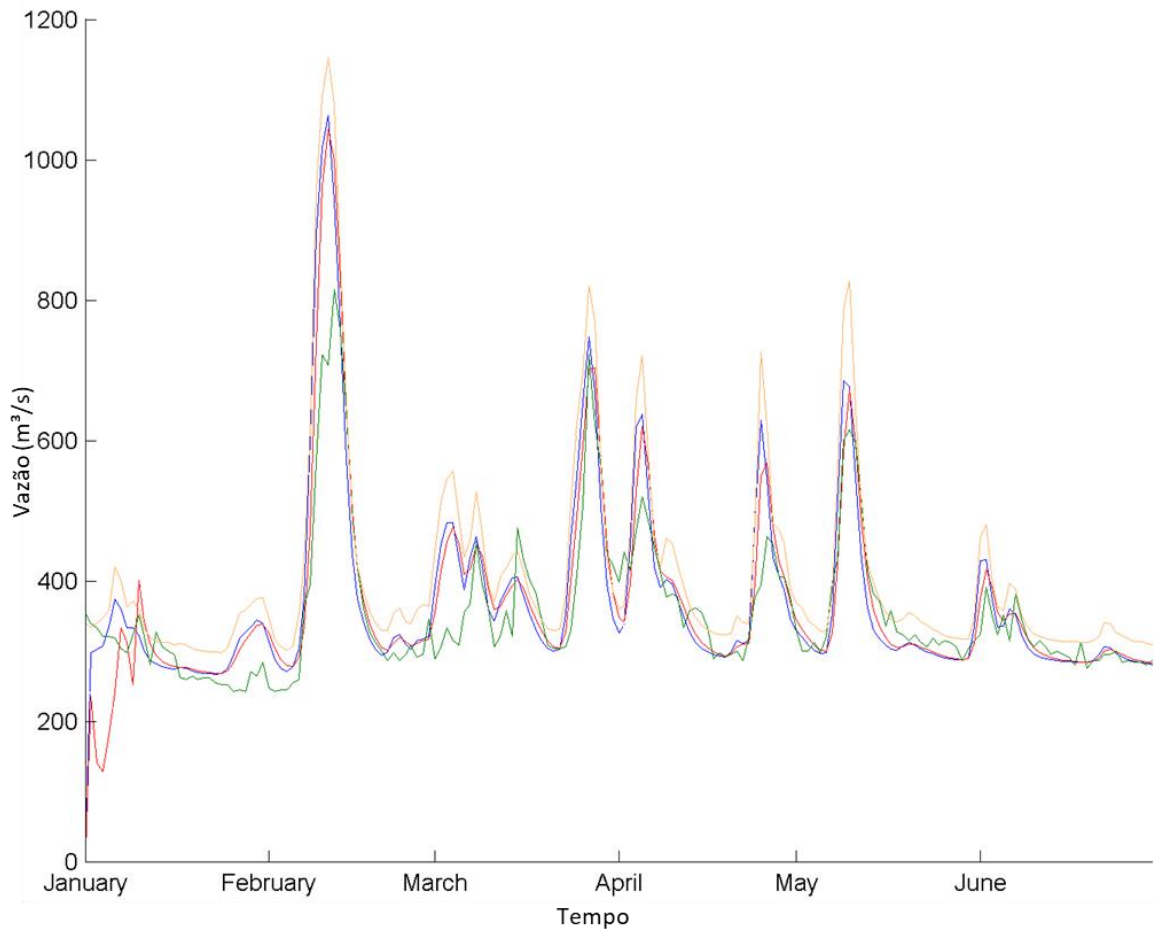
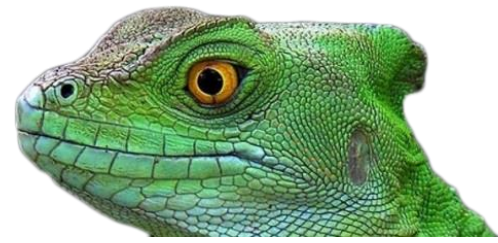


Figura 5: Vazões simuladas pelos modelos 1D (vermelho), 2D (azul) e MGB (laranja) e vazões observadas (verde) - Tumiritinga

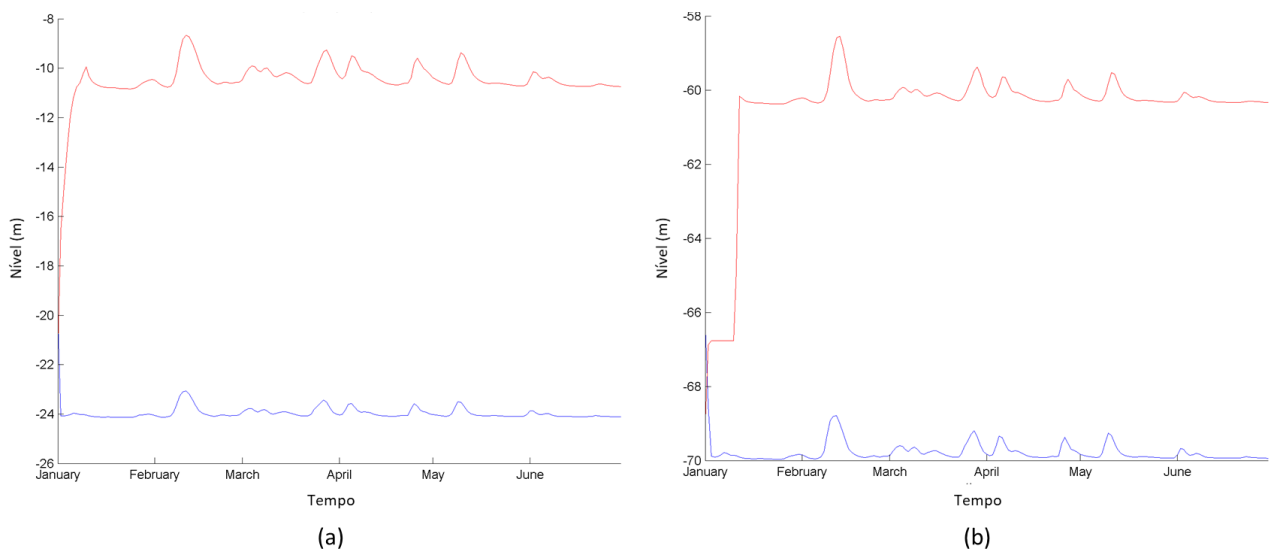


Figura 6: Níveis simulados em (a) Tumiritinga e (b) Resplendor. Em vermelho estão as simulações unidimensionais e em verde estão as simulações bidimensionais



Observando ao longo do perfil longitudinal do trecho na Figura 7, correspondente ao final da simulação (30/06/2015), o mesmo comportamento de superestimativa da configuração 1D encontrado em Tumiritinga e Resplendor é verificado. A jusante de Tumiritinga há, ainda, a presença de um grande desnível na simulação 1D, causando um efeito de “degrau” nos resultados. De acordo com a Figura 8, verifica-se que no local do desnível simulado ocorre um grande afunilamento natural no canal, passando de aproximadamente 600 m para 200 m de largura, que não consegue ser bem capturado pelo modelo 1D. A série completa de níveis no local é apresentada na Figura 9.

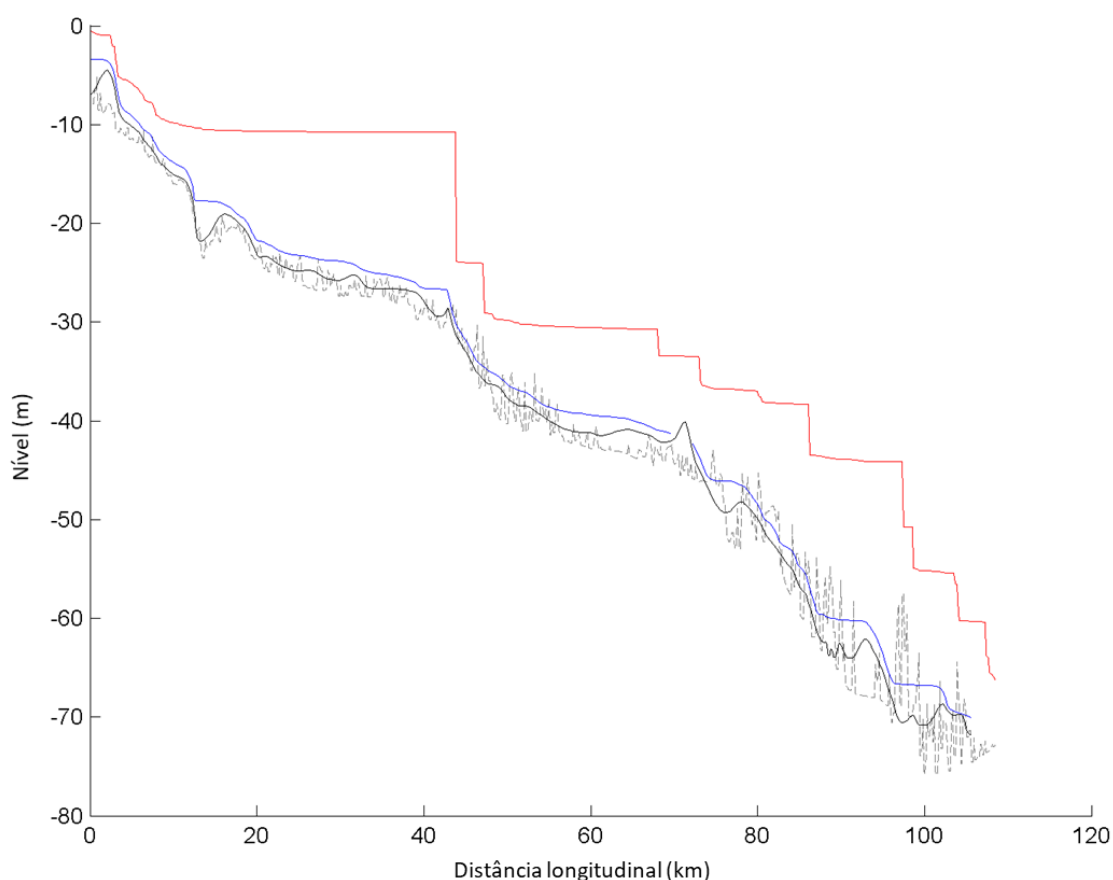
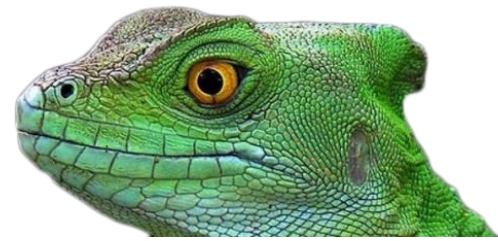


Figura 7: Níveis simulados pelos modelos 1D (vermelho) e 2D (azul) - Vista longitudinal ao longo do trecho no final da simulação (linha preta: batimetria 2D; linha tracejada: batimetria 1D)

Com relação aos tempos de simulação dos modelos, o unidimensional levou cerca de 30 min para execução da simulação, enquanto a configuração 2D gastou uma hora e 30 minutos.

Certamente as profundidades de água tão elevadas quanto as encontradas no modelo 1D não são representativas da realidade local, sendo erros oriundos da super simplificação da modelagem



de um modelo originalmente 2D para que ele funcione forçadamente como um modelo 1D em uma zona de declividade tão grande quanto os 100 km de rio testados.

Também, com os resultados encontrados, acredita-se que a motivação, principalmente para as simulações unidimensionais que mostraram vazões de pico mais amortecidas, esteja nas alterações de celeridade da propagação das ondas de cheia devido aos níveis de água mais altos registrados no modelo 1D.

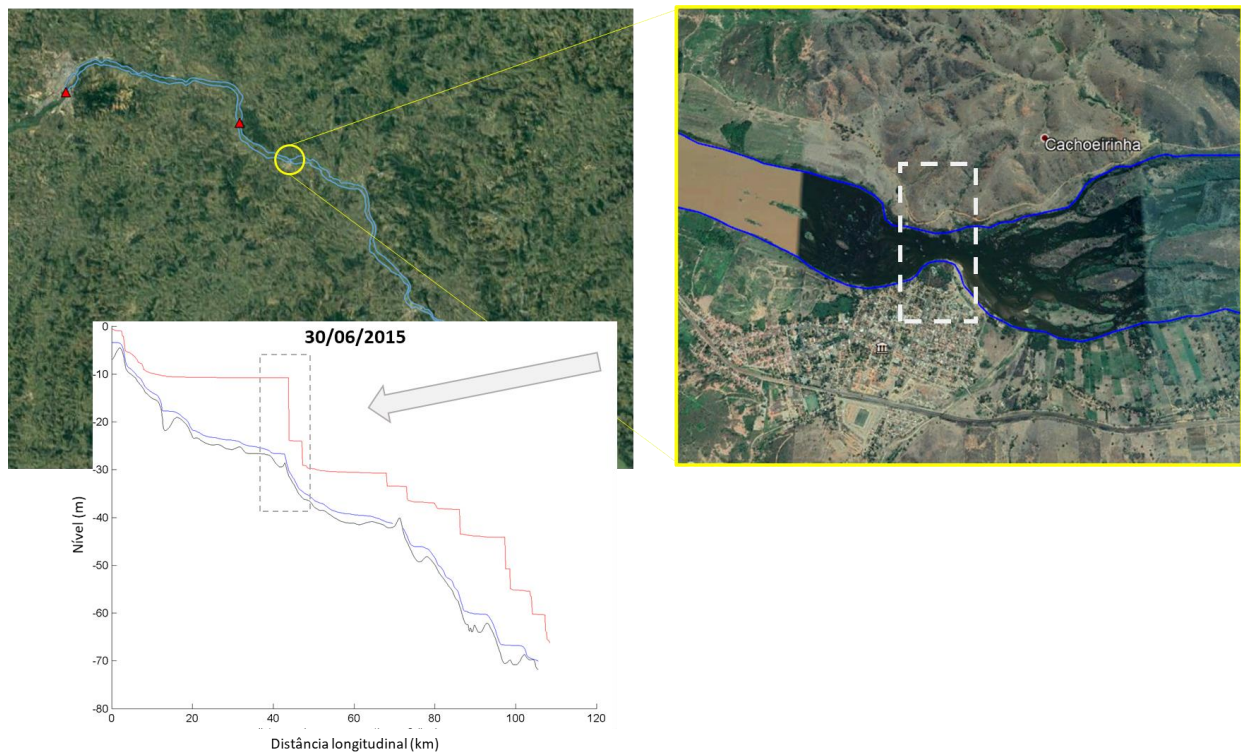


Figura 8: Afunilamento no trecho do rio Roce onde ocorre “degrau” na simulação de níveis (Fonte da imagem de satélite: Google Earth). Em vermelho estão as simulações unidimensionais e em azul estão as simulações bidimensionais

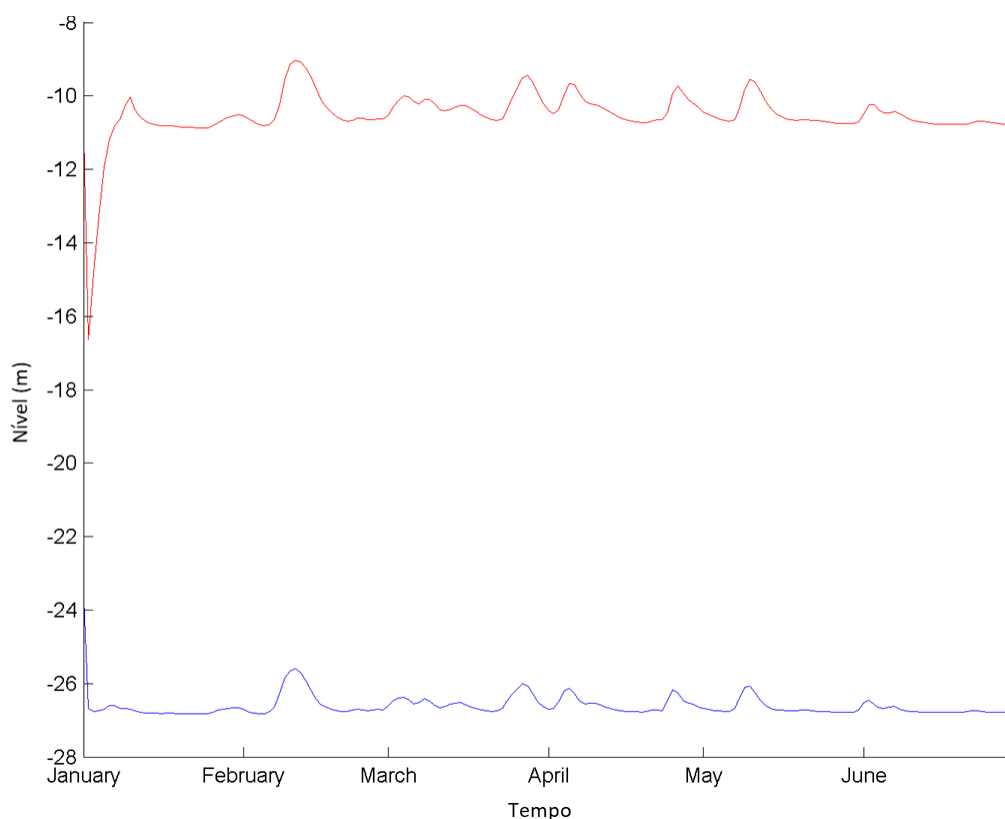


Figura 9: Níveis simulados na região de afunilamento do canal. Em vermelho estão as simulações unidimensionais e em azul estão as simulações bidimensionais

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Com as duas configurações do modelo Delft3D realizadas foi possível comparar os resultados para uma abordagem bidimensional, comumente utilizada pelo modelo, e uma simplificação para abordagem unidimensional através da utilização de apenas uma célula de grade na transversal.

Os resultados obtidos permitiram observar que, em relação à simulação de vazões, foram obtidos resultados similares entre os modelos. A simplificação realizada na modelagem para uma abordagem unidimensional não influenciou significativamente na resposta do modelo, requerendo apenas um período maior para estabilizar.

No entanto, em relação aos níveis houve grande diferença entre os resultados dos modelos, em média da ordem de 10 m, com superestimativa do modelo 1D sobre o 2D. Tais diferenças são atribuídas à simplificação da representação da geometria do canal.

Dessa forma, os resultados mostram que as simulações de níveis são mais sensíveis à simplificação da abordagem unidimensional do que as simulações de vazão, estas que foram similares entre os dois modelos. Se o interesse do trabalho de simulação for apenas a propagação de



vazões, uma abordagem simplificada 1D com o modelo Delft 3D até pode gerar resultados próximos da aplicação padrão 2D. Já se o interesse for níveis e áreas alagadas, o que é uma preocupação comum em modelagem hidrodinâmica, a abordagem 1D simplificada é contraindicada.

Agradecimentos

Agradecemos à CAPES pelo fornecimento da bolsa de pesquisa, ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS e ao grupo de pesquisa Hidrologia em Grande Escala – HGE, os quais os autores fazem parte.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- CHOW, V. T. 1956. Hydrologic Studies of Floods in the United States. Inter. Assoc. Sci. Hydrol., Publ. n. 42, p. 134-170.
- DELTARES. 2014. Delft3D-FLOW: 3D/2D modelling suite for integral water solutions - User Manual.
- FAGUNDES, H. O.; FAN, F. M.; PAIVA, R. C. D. 2019. Automatic calibration of a large-scale sediment model using suspended sediment concentration, water quality, and remote sensing data. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 24.
- LAI, Y. G.; WU, K. 2019. A three-dimensional flow and sediment transport model for free-surface open channel flows on unstructured flexible meshes. *Fluids*, v. 4, n. 1.
- MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. 2003. A review of erosion and sediment transport models. *Environmental Modelling & Software*, v. 18, n. 8-9, p. 761-799.
- TENG, J. *et al.* 2017. Flood inundation modelling: A review of methods, recent advances and uncertainty analysis. *Environmental Modelling and Software*, v. 90, p. 201-216.
- TUCCI, C. E. M. 2007. Inundações Urbanas. Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- ZHANG, M. *et al.* 2014. Integrating 1D and 2D hydrodynamic, sediment transport model for dam-break flow using finite volume method. *Science China: Physics, Mechanics and Astronomy*, v. 57, n. 4, p. 774-783.



UTILIZAÇÃO DE AHP NA METODOLOGIA DE FRAGILIDADE AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO IGARAPÉ SÃO FRANCISCO EM BURITIS/RO

| ID 15836 |

1Celso José Roberto Soares Júnior

1Universidade Federal de Rondônia, e-mail: celso.junior@ifro.edu.br

| RESUMO |

Em um avanço com a utilização de novas tecnologias somada a necessidade da sociedade em desenvolvimento, os recursos naturais têm sido explorados de forma desenfreado, acarretando um desequilíbrio dinâmico na natureza. Com isso, há a necessidade de dispor um planejamento ambiental de maneira a estabelecer diretrizes e ações para uma adequada gestão de um ambiente natural. Um dos instrumentos que tem a intenção de auxiliar estratégias e ações regionais são as cartas de Fragilidade Ambiental, proposta desenvolvida por Ross (1994), a qual faz análise das informações fitográficas para estipular o nível de fragilidade ambiental do ambiente, desse modo utilizado nesta pesquisa, aliada à Análise Hierárquica Processual (AHP), desenvolvida por Saaty (1977), metodologia que possibilita organizar e avaliar, com base na comparação *pairwise*, a importância relativa entre as variáveis ambientais. A área de estudo foi delimitada a partir de uma Bacia Hidrográfica, localizada nos municípios de Buritis e Campo Novo em Rondônia, denominada como Bacia Hidrográfica do Igarapé São Francisco (BHISF), com área de 487,87 km². Aplicando a metodologia proposta, com cenário da vegetação nativa, a área se dividiu em dois níveis de fragilidade: fraca e média, tanto com a utilização da AHP quanto sem o seu uso. Com a utilização da AHP houve a predominância de fragilidade média (98,45%) e pequena área de fragilidade fraca (1,55%), sem a manipulação da AHP as áreas de fragilidade média diminuíram para 73,99% e consequentemente o aumento das áreas de fragilidade fraca para 26,01%. Com a integração das atividades antrópicas da área de estudo na metodologia de Ross (1994) a fragilidade ambiental, sem o manuseio da técnica de Saaty (1977), ainda se manteve com os níveis de fragilidade fraca e média, quando não utilizada a AHP as áreas se dividiram em 15,10% de áreas com fragilidade fraca e 84,90% de áreas com fragilidade média. Com a inserção da metodologia AHP, não foram constatadas diferenças significativas, tendo a variação de 0,12% a mais para a fragilidade média. Percebe-se com esse estudo que a utilização da metodologia de Fragilidade Ambiental de Ross (1994) apresenta como um ótimo dispositivo para conduzir planos de zoneamento ambiental e planejamento ambiental de bacias hidrográficas, ao acrescentar a AHP complementar a eficácia do método.

Palavras-chave: Fragilidade Ambiental; Bacia hidrográfica; AHP.



| INTRODUÇÃO |

A partir dos estudos da Ecodinâmica, a Fragilidade Ambiental tem como finalidade analisar o grau de resistência do sistema ambiental diante dos processos naturais de evolução da paisagem e da ação antrópica. Nos dias atuais há um descontrole na forma de utilização dos elementos da natureza, isso devido a instauração de um modelo hegemônico de desenvolvimento e consumo da representação capitalista, necessitando assim de grande exploração de bens da natureza cuja finalidade é o acúmulo máximo do capital, empregado para a exploração do trabalho e recursos naturais, assim como também para suprir as necessidades humanas.

Conforme o Projeto de monitoramento do desmatamento na Amazônia legal por Satélite – PRODES, o qual registra por mais de 30 anos os desmatamentos, indica que as políticas públicas para a Amazônia legal, não solucionam, contudo, amenizam os problemas da ilegalidade de ocupação das terras da União e contínuos crimes ambientais. Desta forma, o estudo da Fragilidade Ambiental utilizado como suporte para o planejamento ambiental na Bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco, relaciona-se com a carência da área estudada em equacionar os problemas, posto que as interações entre a sociedade e o ambiente natural apresentam grande grau de complexidade.

O planejamento, respeitando sempre as limitações das fragilidades dos ecossistemas, é um dispositivo para organizar a ocupação, redirecionando as atividades econômicas, com o objetivo de servir de apoio para estratégias e ações de planos regionais. Nesse viés, o estudo da fragilidade ambiental aliada ao método multicriterial, no caso a Análise Hierárquica processual – AHP (proposta por Saaty em 1977), possui expressiva importância para o planejamento ambiental, pois, as ferramentas identificam e analisam os ambientes em diferentes graus de suscetibilidade, podendo orientar a melhor definição de diretrizes e ações a serem implantadas, contribuindo para melhor gestão daquela área.

O estudo tem como o objetivo analisar os impactos gerados na Bacia Hidrográfica do Igarapé São Francisco a partir do Uso e Cobertura da Terra na bacia, utilizando a metodologia de Ross (1994), para auxiliar a produção de uma proposta de planejamento da bacia.

Segundo Almeida (2014), a partir dos anos 60 do século XX, a bacia hidrográfica vem sendo cada vez mais reconhecida, com o objetivo de ser uma estratégia holísticas do uso dos recursos naturais renováveis, projetando o desenvolvimento sustentável por meio da conservação do solo e da água. Christofolletti (1979), classifica as bacias como um sistema não isolado do tipo aberto, isso porque há troca incessantemente com outros sistemas de energia e matéria. As bacias denotam uma boa demarcação no espaço de um sistema natural, constituídas por agrupamentos de áreas topograficamente drenadas por um sistema fluvial ou curso d'água (CHRISTOFOLETTI, 1980).



Para Botelho e Silva (2004) a bacia hidrográfica é considerada, perante a perspectiva sistêmica e integrada do meio ambiente, uma unidade essencial das Ciências Ambientais, voltada para a pesquisa de planejamento e conservação de recursos naturais. Pires, Santos e Prette (2002) consideram que, no âmbito de planejamento ambiental, a implantação da bacia hidrográfica como uma unidade de gestão da paisagem tem sido cada vez mais utilizada. Sob a ótica hidrológica, a bacia hidrográfica concebe uma representação de unidade mais adequada para análise quantitativa e qualitativa do recurso água e dos fluxos de sedimentos e nutrientes.

Segundo Ab'Saber (2003) o domínio morfoclimático em que bacia hidrográfica de estudo está inserida é o Morfoclimática Amazônica, localizando-se na porção noroeste do estado de Rondônia, entre os paralelos (Latitude) 10°00'0" S e 10°30'00"S e os meridianos (Longitude) 64°10'00" W e 63°90'00" W, Datum WGS 1984, conforme figura 01.

| MEIO FÍSICO |

Clima

A classificação do clima do estado de Rondônia expressa as características correspondentes ao tipo Aw da classificação de Köppen, ou seja, equatorial de transição tropical, úmido, com forte redução de precipitação no inverno. Nos meses de junho, julho e agosto ocorre o período seco, sendo a média anual de três meses secos, passíveis a fortes desvio pluviométricos estacionais durante os anos. Possui temperatura quente durante todo o ano, tendo insignificância na sua amplitude térmica anual, enquanto a amplitude térmica diária é elevada, particularmente no inverno, com frequência, abaixo de 18° C nas planícies e nos altiplanos das chapadas menores que 9° C, temperaturas médias mensais superiores a 18° C e estação seca bem intensa (RODRIGUES, 2015; THÉRY, 2012; SILVA, 2010).

Para a coleta de informações de precipitação da bacia hidrográfica do igarapé São Francisco, foram extraídos dados de meados de 1980 até 2018, por meio da estação pluviométrica de código 1063000 instalada no município de Ariquemes, na escola Caramurú, com distância de 56,4 km da bacia.

Segundo os dados coletados da AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (2018), apresenta a precipitação dos anos de 1980 a 2017 completos (janeiro a dezembro) com os meses mais chuvosos de novembro a abril, com precipitações médias superiores a 200 mm/mês, enquanto para os meses de junho, julho e agosto apresentaram média inferiores a 40 mm/mês.

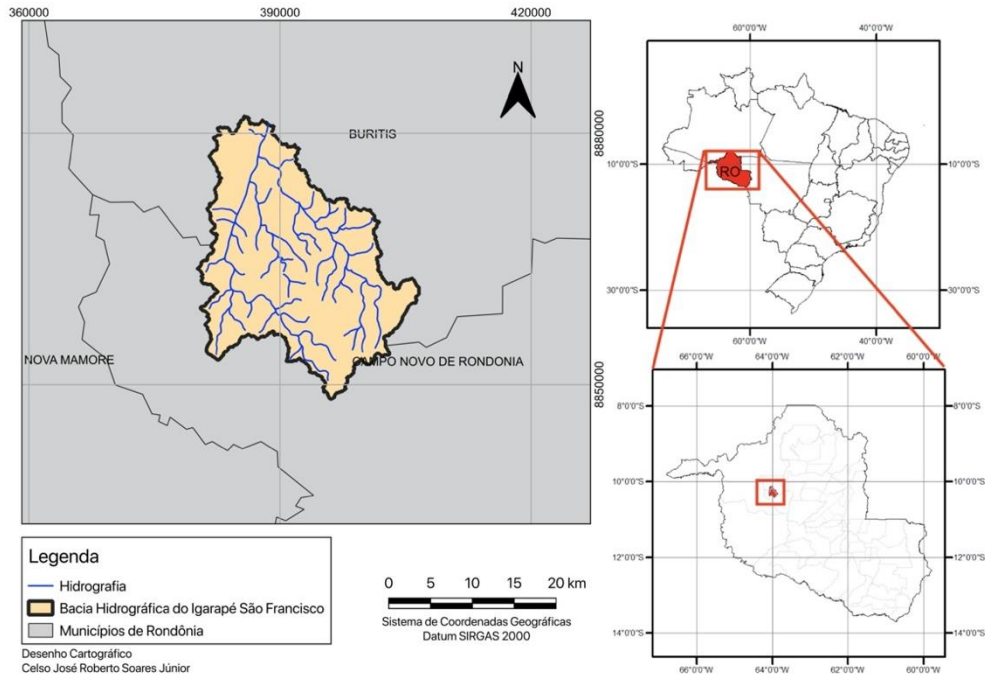
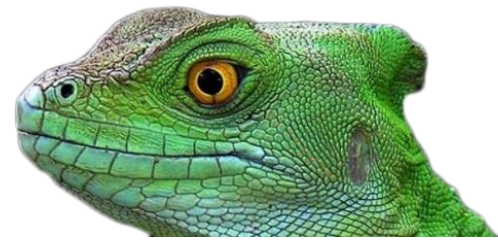


Figura 1: Mapa de localização da bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco
Fonte: O autor (2019)

Grandes grupos de solos da Bacia Hidrográfica do Igarapé São Francisco

Para a análise dos dados pedológicos da Bacia Hidrográfica do Igarapé São Francisco foi utilizado como base de dados o PLANAFORO (RONDÔNIA, 2001) e assim adaptados conforme o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos – SIBICs. Seis tipos caracterizam a bacia.

Os argissolos representam aproximadamente 40% da área do estado de Rondônia e, depois dos Latossolos, os argissolos possuem a ordem mais importante e mais extensa entre os solos brasileiros, além de ter como a característica principal a presença do horizonte B textural imediatamente abaixo do horizonte A. Na bacia da pesquisa encontra-se argissolos Vermelho Amarelo caracterizados por serem composto de argila com baixa atividade, com horizonte A do tipo moderado e texturas média/argilosa e arenosa/média. Os Latossolos, possuem grande expressão geográfica no estado de Rondônia, totalizando, aproximadamente, 37% do total da área de Rondônia, como resultado de enérgicas transformações do material constitutivo, os latossolos estão em avançado estágio de intemperização, bem evoluídos (SHINZADO; TEXEIRA; MENDES, 2010; SIPAM, 2000; SANTOS et al., 2018).



Tabela 1: Quantitativo dos tipos de solos da bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco

Tipo de Solos (Sigla)	Caracterização e Descrição	Área (km ²)	% em relação a área
PD8	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico + Latossolo Amarelo Distrófico textura argilosa e pedregoso	78,38	16%
LLD21	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico + Neossolo Litólico Eutrófico textura arenosa	274,32	56%
PD3	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico textura relevo ondulado argilosa pedregoso	9,80	2%
PE5	Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico + Latossolo Vermelho- Escuro Eutrófico textura argilosa	19,59	4%
LAD8	Latossolo Amarelo Distrófico textura argilosa relevo ondulado	19,59	4%
LLD13	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico + Latossolo Amarelo Distrófico textura argilosa relevo suave ondulado	88,18	18%

Fonte: Adaptado de PLANAFLORO RONDÔNIA (2001)

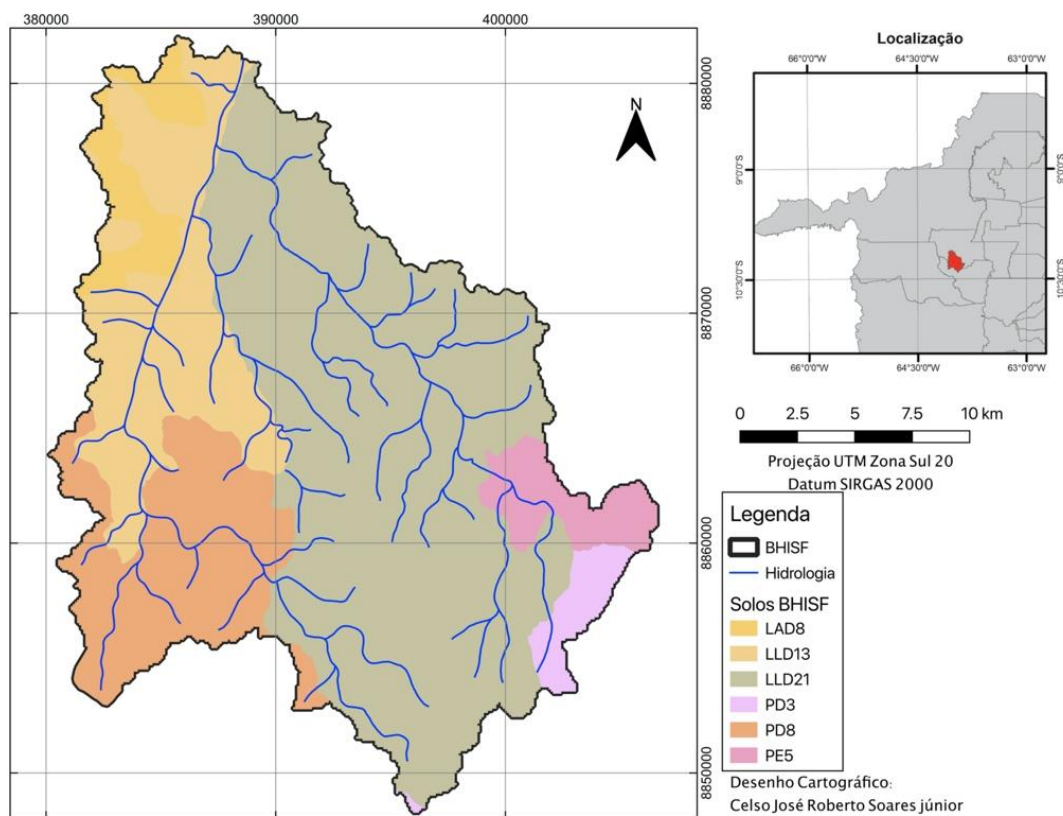


Figura 2: Mapa temático de solos da bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco
 Fonte: Base de dados PLANAFLORO RONDÔNIA (2001)



Modelados geomorfológico da Bacia Hidrográfica do Igarapé São Francisco

A área apresenta duas unidades geomorfológicas, de acordo com o PLANAFLORO (RONDÔNIA, 2001).

Tabela 2: Dados geomorfológicos da bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco

Siglas	Unidades Geomorfológicas	Características
D2231	Unidades Denudacionais	Superfície de Aplanamento: Nível II (< 300m) com Dissecação Alta e Nenhum ou Esporádicos Inselbergs e Tors
D31	Unidades Denudacionais	Agrupamentos de Morros e Colinas: Aberto com Colinas/Inselbergs Baixos e Médios

Fonte: Rondônia (2001)

Ocupando a maior parcela do território do estado de Rondônia as superfícies de aplanamento integram em extensas superfícies aplanadas, tratadas, conforme a literatura geomorfológica brasileira, como resultado de processo de pediplanação. O caimento das superfícies tem o sentido dos grandes rios que cortam o Estado. A principal característica do Nível II da superfície de aplanamento é o arrasamento generalizado dos materiais de cobertura do cráton, com a exposição do embasamento cristalino, composto por rochas granítico-gnáissicas (RONDÔNIA, 2001).

Uso e Cobertura da terra

Para entender a dinâmica dos processos de antropização da área é fundamental levantar os dados de uso e ocupação, ainda mais sabendo que na área houve diversos Processos de Assentamento na bacia em estudo. Neste trabalho a noção de Uso e Cobertura da Terra é definida, conforme BRASIL (2013), como uma indicação da disposição geográfica da tipologia de uso, sendo identificadas através de padrões homogêneos da cobertura terrestre.

Para obter as devidas informações foram realizadas expedições para coletar características daqueles pontos pré-determinados em laboratório. Durante as expedições foram constatadas que houve a predominância de atividade de pecuária na área, que segundo o estudo da Batista (2014), podem ter sido impulsionadas pela distribuição das atividades pecuárias advindas das áreas centrais do estado. Na bacia a predominância é de áreas para a produção bovina, com imensas áreas de pasto, assim como foi encontrado também na parte mais ao sul da bacia. As características encontradas na bacia são relacionadas abaixo.



Tabela 3: Características das tipologias de uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Igarapé São Francisco

Nomenclatura de Uso	Tipologia de uso da Terra	Km ²	% em relação à área
Áreas Antrópicas não Agrícolas	Áreas Urbanizadas	0,61	0,13%
Área Antrópica Agrícola	Pastagens	412,04	84,12%
Área Antrópica Agrícola	Cultura permanente	0,26	0,05%
Área Antrópica Agrícola	Sistema Agropastoril	0,04	0,01%
Áreas de Vegetação Natural	Floresta	75,56	15,43%
Áreas cobertas pelos corpos hídricos	Corpo d'água continental	1,37	0,28%
Total		489,87	100%

Fonte: Adaptado de BRASIL (2013)

| METODOLOGIA |

Para análise fragilidade ambiental, utilizou-se a proposta metodológica de Ross (1994), que indicam a apreciação dos terrenos conforme a análise integrada dos elementos do meio físico, o qual gera registros cartográficos que denotam a fragilidade ambiental dos terrenos aos processos erosivos.

A priori foram realizados levantamentos cartográficos e bibliográficos, acrescentados por dados de trabalhos de campo, e assim editados para a produção de mapas temáticos básicos (Solos, Geomorfologia, Clima e Cobertura e Uso da terra). A associação dos dados referentes ao meio físico foi concebida de maneira automatizada, através das ferramentas do QGIS 3.8. Como consequência foi possível obter a identificação das fragilidades ambientais daquela área.

Fragilidade Ambiental

A metodologia desenvolvida por Ross (1994) utiliza temas de geomorfologia (índice de dissecação do relevo), solos, cobertura vegetal/uso da terra e clima (regime pluviométrico), que são tratados de forma integrada. Cada tema citado anteriormente, conforme a sua fragilidade do ambiente, é hierarquizado em 5 classes de valores, iniciando em ambientes mais estáveis (1,0), intermediários (3,0) e instáveis (5,0). Logo, a classificação da fragilidade ambiental será realizada com a combinação das quatro variáveis (Relevo, solos, cobertura vegetal/uso da terra e clima). Dada esta metodologia, o 1o dígito, o qual é relacionado ao Índice de Dissecação do Relevo, é o que vai descrever o índice de fragilidade do ambiente daquela área, enquanto as outras servirão somente para definir o grau de hierarquização das mesmas.



Segundo Spörl (2001) as Unidades Ecodinâmicas Estáveis com diferentes graus de Instabilidade Potencial são relacionadas as áreas em que as atividades antrópicas não se proliferaram, ou seja, há ainda o equilíbrio dinâmico natural. Por outro lado, onde as ações humanas trouxeram interferências naquela área, acarretando desestabilização do equilíbrio dinâmico é caracterizado como Unidades Ecodinâmicas Instáveis com diferentes graus de Instabilidade Emergente.

Quanto à classificação dos resultados obtidos serão organizados segundo a metodologia de Ross (1994). Neste presente trabalho, em que haverá a complementação do estudo com a metodologia da Análise hierárquica processual (AHP), com a finalidade de julgar e fazer relevância relativa entre os critérios utilizados no processo de classificação de fragilidade ambiental, certas adaptações foram necessárias, diante disso para o procedimento operacional de cálculo foi utilizado a média aritmética para o mapeamento da fragilidade ambiental. Conforme a equação (1) abaixo, em que FA é o nível da fragilidade ambiental; G é a geomorfologia; S é relacionado ao solo; V/U relaciona-se à vegetação e uso da terra; e C é o clima.

$$FA = \frac{\text{Geomorfologia} + \text{Solos} + \text{Vegetação} / \text{Uso} + \text{Clima}}{4} \quad (1)$$

Devido os valores atribuídos, conforme o nível de fragilidade de um (1) a cinco (5), para cada elemento da paisagem (geomorfologia, solo, vegetação/uso e clima), foi preciso ajustar a soma dos valores médios para serem coeso com a escala das classes de fragilidade ambiental. Desta forma, houve distinção das cinco (5) classes de fragilidade ambiental, para a divisão das classes foi necessário realizar a relação da diferença entre os valores atribuídos para cada classes de fragilidade e a quantidade de classes de fragilidade, resultando na ordem de 0,8.

Tabela 4: Classes de Fragilidade Ambiental

Classe de Fragilidade Ambiental	Média Final	Legenda Cartográfica
Muito Forte	4,2 – 5,0	
Forte	3,4 – 4,2	
Moderada	2,6 – 3,4	
Fraca	1,8 – 2,6	
Muito fraca	1,0 – 1,8	

Fonte: O autor (2019)



Técnica AHP – Análise Hierárquica Processual

A metodologia desenvolvida na década de 70 por Saaty tem como finalidade dar base de apoio para tomada de decisões, embasada na matemática possibilita organizar e avaliar a importância relativa entre os critérios, e também permite medir a consistência dos seus julgamentos (SPÖRL, 2007). Rodrigues (2015) corrobora que conforme a dificuldade de se atribuir importância e peso nas variáveis, a metodologia proposta por Saaty (1977) auxilia de forma eficiente o processo de tomada de decisões, com base na relevância de cada critério utilizado no processo analisado. A decisão a ser tomada, segundo a técnica AHP, é fundamentada em critérios tanto qualitativos quanto quantitativos, observada sob pontos de vista diferenciados e contraditórios. A técnica apresenta como um de seus princípios a divisão de problemas complexos em problemas mais simples, desenhado através de hierarquias de decisão (SENA, 2008).

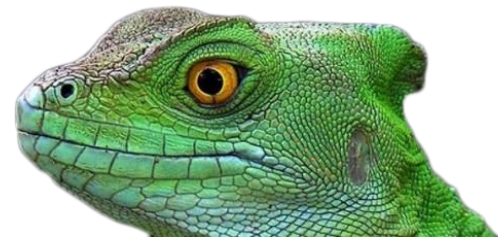
Desta forma, a técnica AHP necessita da criação de uma hierarquia de decisão, a qual é composta por níveis ou classes hierárquicas de modo a obter uma visão geral das relações pertencentes ao processo. Para definir importância relativa para cada fator da hierarquia são desenvolvidas matrizes de comparação para cada nível, em que os resultados das matrizes são ponderados entre si (SILVA; NUNES, 2009).

Os diferentes fatores que influenciam a tomada de decisão são organizados em um modelo hierárquico de valor de importância nas escalas de um (1) a nove (9), sendo que o valor um (1) representa o mínimo enquanto o nove (9) é dado ao máximo de importância. Após a designação do valor para cada fator é realizado a comparação pareada (*pairwise comparison*), atribuindo um valor de importância relativa (peso), organizados em uma matriz de comparação ou pareadas (SILVA; NUNES, op. cit.; SENA, op. cit.).

Tabela 5: Escalas de comparação, conforme Saaty (1977)

Importância mútua	Valores
Igual Importância	1
Importância pequena de uma sobre a outra	3
Importância grande ou essencial	5
Importância muito grande ou demonstrada	7
Importância absoluta	9
Valores intermediários	2, 4, 6, 8

Fonte: Adaptado de Saaty (1977)



| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Técnica AHP dos temas da Fragilidade Ambiental

De acordo com a importância relativas dos temas, houve a sua hierarquização. Em ordem crescente de importância temos para a Fragilidade Ambiental (Ross, 1994), a ordem crescente de importância é a seguinte: 1) Clima (grau de importância 1); Solos (grau de importância 3); Vegetação/Cobertura (grau de importância 5); e Geomorfologia (grau de importância 7). Desta forma, foram obtidos os seguintes pesos:

Tabela 6: Pesos calculados para Fragilidade Ambiental

Temas	Pesos
Clima	0,0569
Solo	0,1219
Uso e cobertura da Terra	0,2633
Geomorfologia	0,5579

Fonte: O Autor (2019)

Desse modo, pode-se utilizar os valores dos pesos obtidos para cada sistema componente e assim aplicar na seguinte equação (2) para elaboração do mapa de fragilidade ambiental.

Fragilidade Ambiental

A geomorfologia da área de estudo apresentou fragilidade média ao longo de toda sua área, mesmo com a caracterização dividida em agrupamentos de morros e superfícies de aplanamento, pois a amplitude do interflúvio teve valor médio de 1026,08m, com amplitude altimétrica de 45,25m, resultando em um índice de dissecação médio, conforme a figura 3.

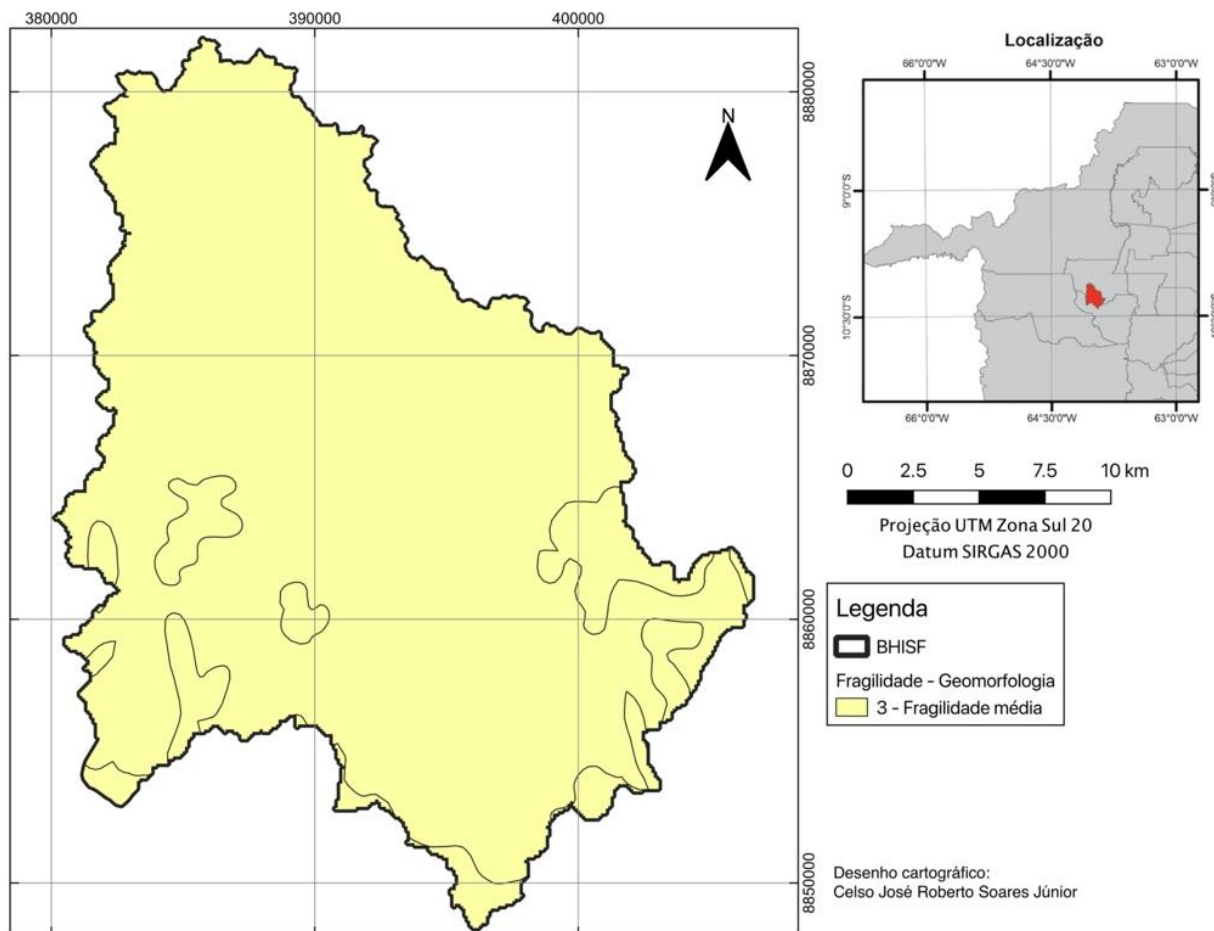


Figura 3: Carta de Fragilidade Ambiental da temática geomorfologia na bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco
Fonte: Base de dados PLANAFLOORO, Rondônia (2001)

Na área de pesquisa foram encontrados seis tipos de solos, onde em quatro há a associação de solos, que segundo BRASIL (2015), são agrupamentos de unidades taxonômicas, em que cada unidade do agrupamento deve ocupar no mínimo 20% da área de associação. O primeiro componente, denominado componente dominante, é o mais expressivo, enquanto os demais componentes são denominados subdominantes.

Para a composição dos pesos foi adotado a metodologia de peso para cada componente individual na associação, aplicado de acordo com a sua representatividade na área, dominante ou não. Desta forma, foi aplicado uma ponderação de 80% no valor do peso empregado no grau de vulnerabilidade e fragilidade ambiental para a classe dominante na associação, e por sua vez para a classe subdominante aplica-se uma ponderação de 20%. Em suma a área foi dividida conforme tabela abaixo.

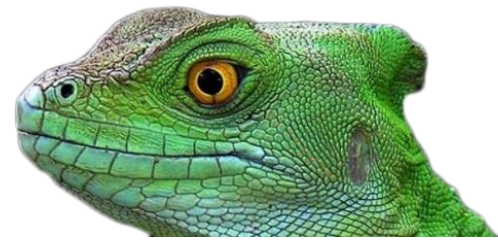


Tabela 7: Agrupamento dos solos conforme grau de fragilidade na Bacia Hidrográfica do Igarapé São Francisco

Siglas	Grau de Fragilidade	Área (km ²)	% em relação à área
PD8 PD3 LAD8 LLD13	Fraca (2,0)	195,95	40%
LLL21 PE5	Médio (3,0)	293,91	60%

Fonte: O Autor (2019)

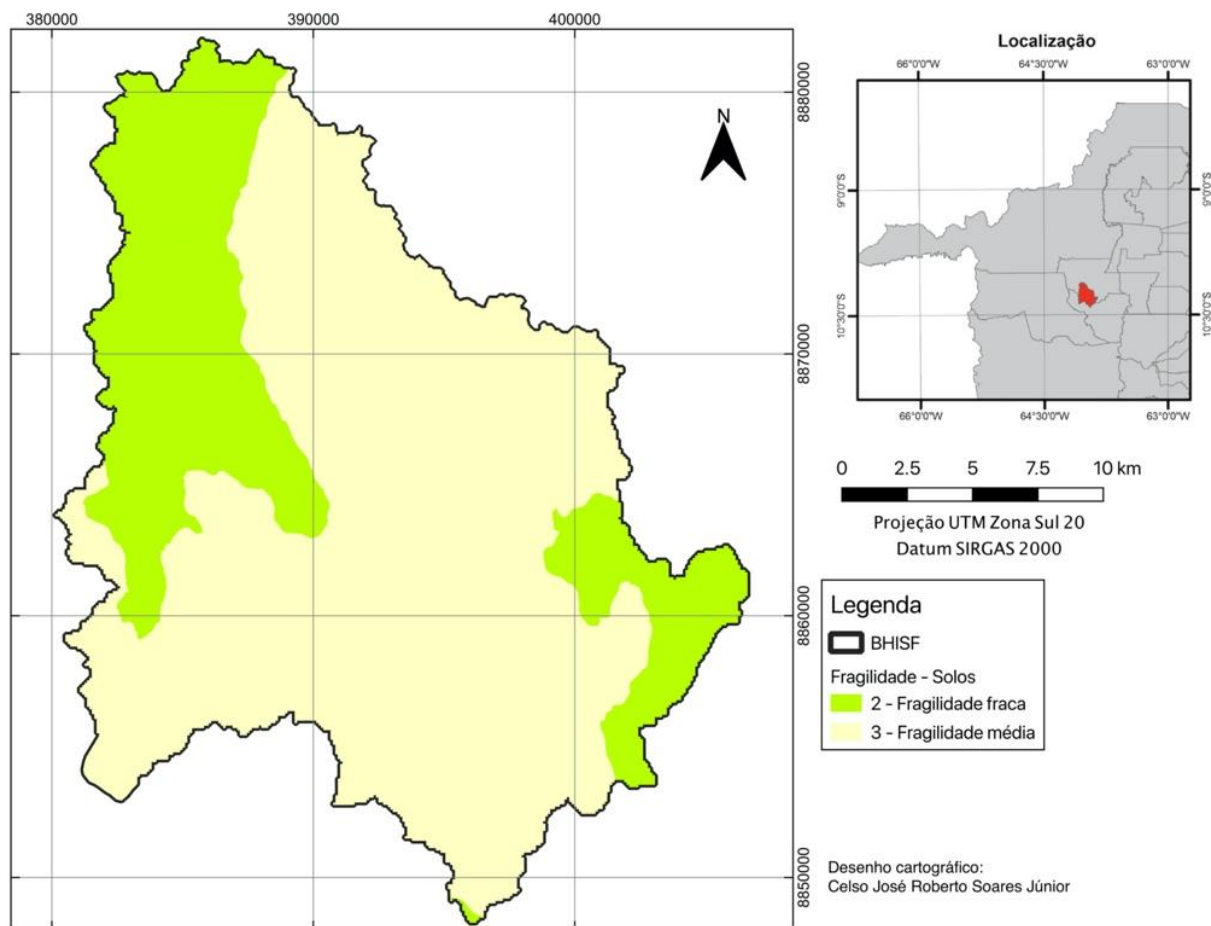


Figura 4: Carta de Fragilidade Ambiental da temática de solos na bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco
Fonte: Base de dados PLANAFLORO, Rondônia (2001)

A análise da Fragilidade Ambiental em relação a clima (índices de precipitação) foi julgada a partir da série histórica contabilizado através de uma estação pluviométrica próxima à área da pesquisa e classificados conforme as tabelas 7 e 8.



Tabela 8: Valores de Fragilidade Ambiental do tema clima na bacia hidrográfica do igarapé São Francisco

Índice de precipitação pluviométrica (mm/ano)	Intensidade pluviométrica (mm/mês)	Peso de Fragilidade
2.207,57	245,29	3,0

Fonte: O Autor (2019)

No tocante ao tema uso e ocupação da terra, mais da metade da área foi inserida no nível de fragilidade ambiental alta, isto devido a área apresentar forte tendência de modificação da floresta pelo pasto, tendo seu peso fragilidade ambiental o peso de 4. Como pode ser observado na figura 5.

Tabela 9: Características das tipologias de uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do igarapé São Francisco

Tipologia de uso da Terra	Km²	Nível de Fragilidade
Áreas Urbanizadas	0,61	Muito forte (5)
Pastagens	412,04	Forte (4)
Cultura permanente	0,26	Forte (4)
Sistema Agropastoril	0,04	Forte (4)
Floresta	75,56	Fraca (2)
Corpo d'água continental	1,37	Muito fraca (1)

Fonte: Adaptado de BRASIL (2013)

Com base nos pesos definidos através da comparação pareada estabelecidos por meio da importância relativa entre as temáticas, o valor de geomorfologia apresentou maior distribuição no seu peso (0,5579) em relação aos outros, e o clima apresentou menor valor no seu peso (0,0569).

As áreas que obtiveram o menor nível de fragilidade, quando realizada a álgebra de mapas, ocorreu na maioria das áreas onde apresentavam Florestas Ombrófilas Densas, de nível de fragilidade muito fraca (1), enquanto os rastros de Florestas Ombrófilas abertas que representava a fragilidade fraca (2), tiveram a sua intensificação devido a distribuição dos pesos. Com isso a fragilidade fraca das florestas ombrófilas abertas, quando feita a análise da álgebra de mapa com as outras temáticas, passou a apresentar fragilidade média (3), conforme mostra a figura 6.

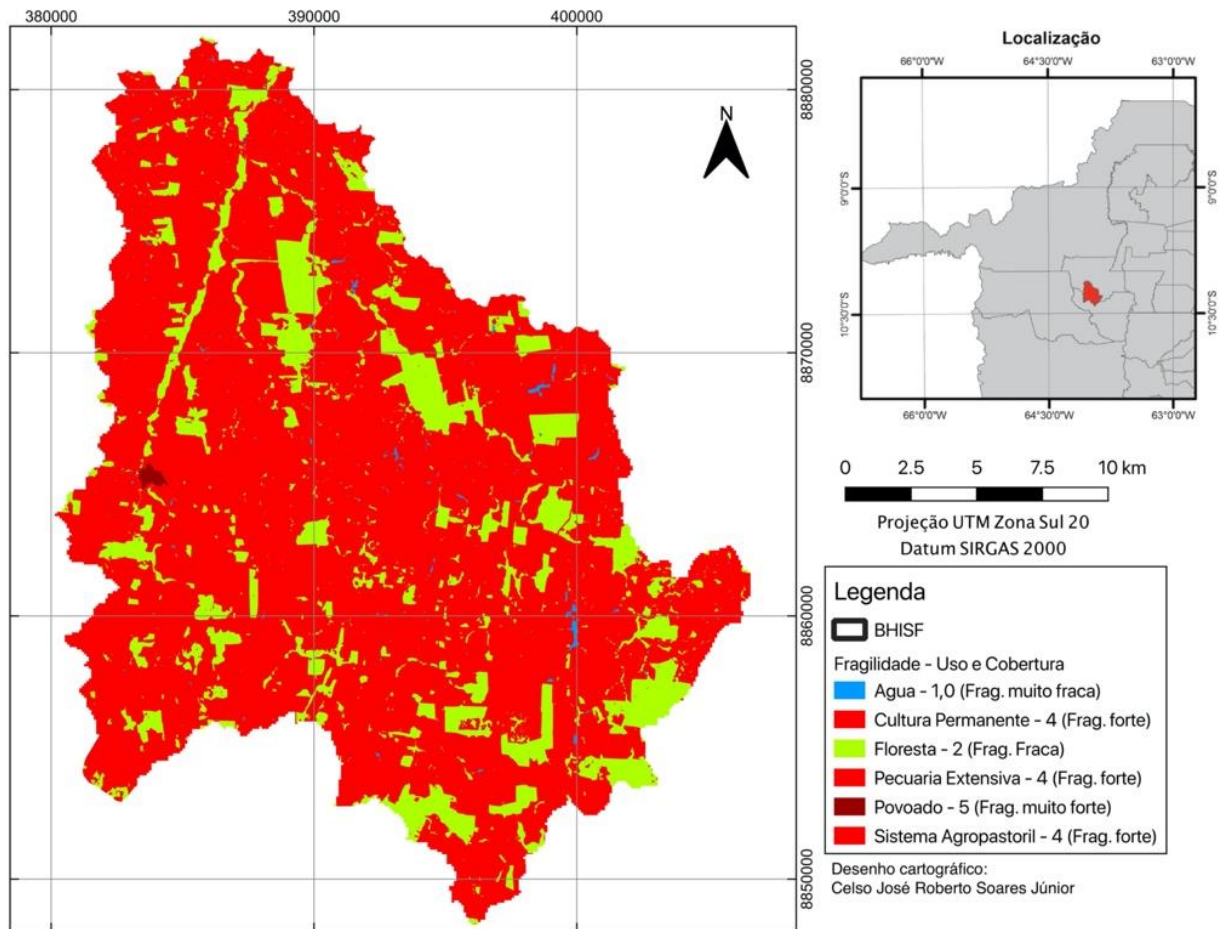
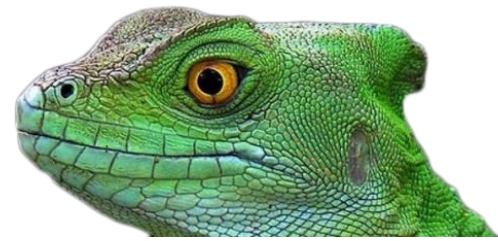


Figura 5: Carta de Fragilidade Ambiental da temática de Uso e Cobertura da terra na bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco
Fonte: Base de dados PLANAFLORO, Rondônia (2001)

As áreas que se apresentaram com menor fragilidade ambiental foram situadas em zonas com a cobertura vegetal preservadas, onde há a prevalência dos processos pedogenéticos em relação aos processos morfogenéticos. Sem o uso da técnica AHP a área ficou dividida em ambientes com fragilidade fraca (15,10%) e com fragilidade média (84,90%), conforme a figura 6.

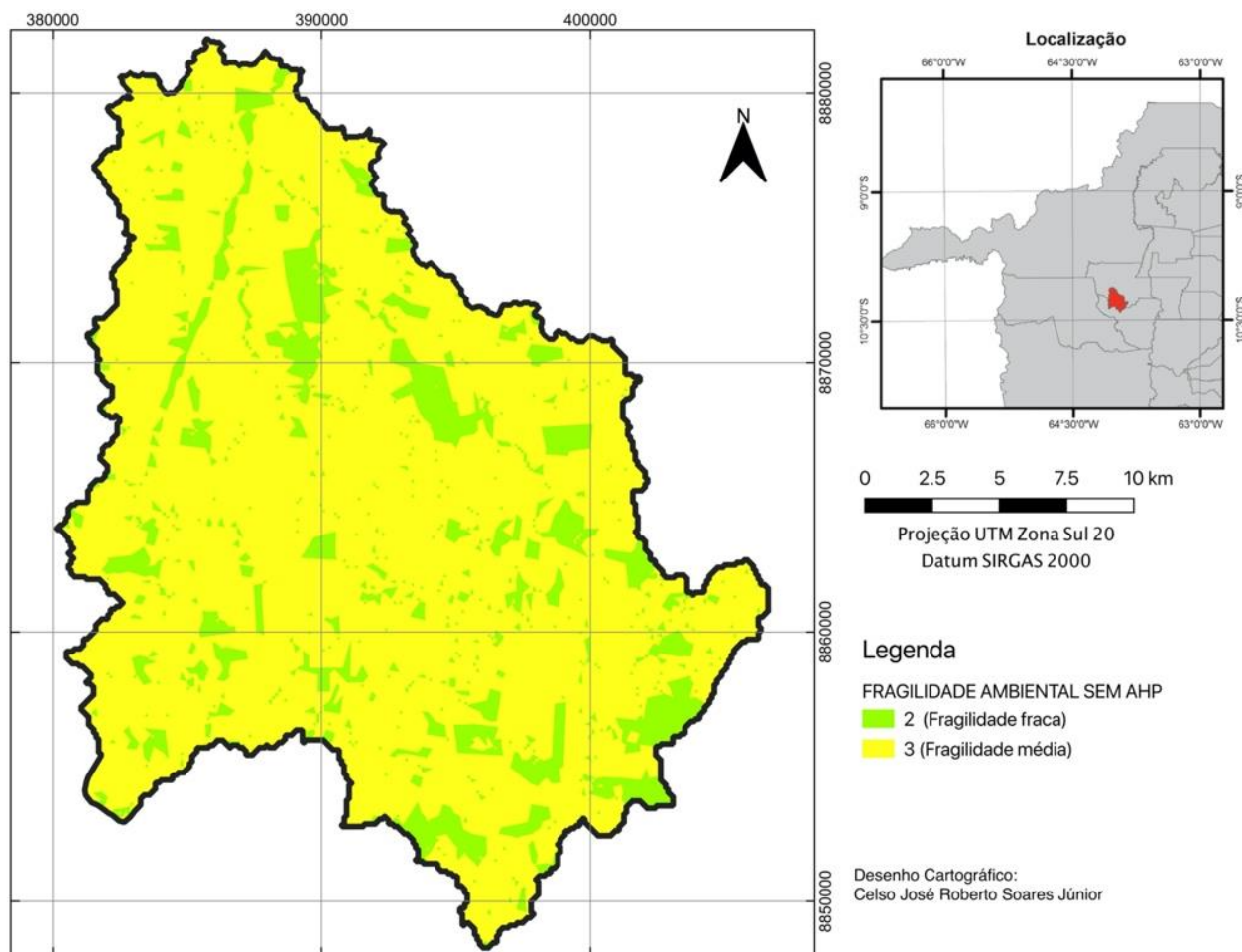


Figura 6: Carta de Fragilidade Ambiental sem o uso da técnica AHP na bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco

Fonte: Base de dados PLANAFLOOR, Rondônia (2001)

Ainda que a área de estudo apresente bastante atividades antrópicas, cerca de 84% com atividades de pecuária extensiva, cultura permanente e sistema agropastoril, a análise realizada através da metodologia de e Ross (1994, 2000) indica que a bacia apresenta o equilíbrio entre a morfogênese e a pedogênese, sendo classificada por ambas as metodologias de vulnerabilidade/fragilidade média.

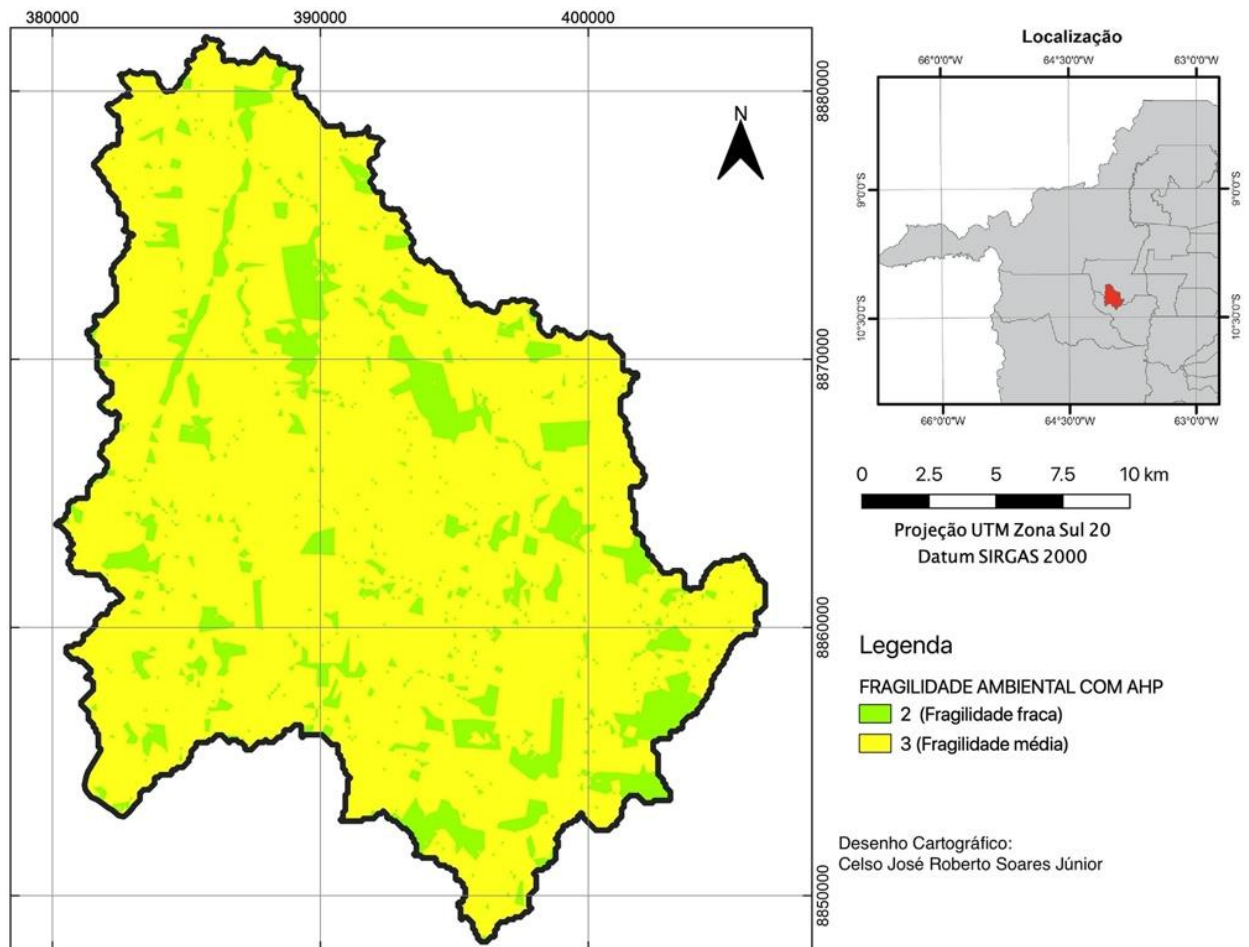


Figura 7: Carta de Fragilidade Ambiental com a utilização da Análise Hierárquica Processual da bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco.

Fonte: Base de dados PLANAFLORO, Rondônia (2001)

Tabela 10: Área dos níveis de fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Igarapé São Francisco

Níveis de Fragilidade	Área (km ²)	% de área
2 (Fragilidade fraca)	73,37	14,98
3 (Fragilidade média)	416,50	85,02%
Total	489,87	100,00%

Fonte: O Autor (2019)

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A maior origem de desmatamento na BHISF, conforme os dados levantados da cobertura e uso, é a pecuária, estabelecida como a principal atividade da bacia, representa 84,11% da área total da



área de estudo. Ainda que a área de estudo apresente bastante atividades antrópicas, cerca de 84% com atividades de pecuária extensiva, cultura permanente e sistema agropastoril, as análises realizadas através da metodologia de Ross (1994, 2000) indica que a bacia apresenta o equilíbrio entre a morfogênese e a pedogênese, sendo classificada por ambas as metodologias de vulnerabilidade/fragilidade média.

Em comparação entre as cartas de Fragilidade Ambiental de Ross (1994, 2000) com e sem o uso de AHP, percebe-se que houve semelhança nas porcentagens de áreas de equilíbrio morfogenético e pedogenético, com valores próximos a 85%, assim como também as áreas onde há a predominância da pedogênese sobre a morfogênese, representada por 15%. Neste caso para a área de estudo, não apresenta destoamentos significativos na aplicação dos dois métodos com o uso da AHP.

A aplicação do estudo de fragilidade ambiental com o objetivo de compreender a dinâmica dos fenômenos que atuam e que estabelecem a evolução de uma determinada área, assim como também as formas de adaptação daquele lugar, é bastante eficaz. Contudo, para que esse estudo proporcione parâmetros seguros para um planejamento e ordenamento territorial deve-se requerer que as análises integrem dados mais detalhados, tanto espacialmente quanto temporalmente.

Com a adaptação feita nesta pesquisa para a análise de Fragilidade Ambiental, observou que por utilizar a média nas apreciações há uma pressuposição de que todos os temas possuem a mesma importância para estabelecer os graus de fragilidade ambiental. Desta forma, as análises apresentam um esmaecimento dos valores extremos e os valores intermediários se tornam preponderante. Com isso a utilização da AHP na metodologia se torna satisfatória, isto porque a relação de pesos entre as variáveis demonstrou algumas similitudes com a realidade da área da bacia, ou seja, é considerado nos processos erosivos as inúmeras influências das variáveis físicas com seus determinados níveis de importância.

A classificação da área conforme o grau de fragilidade no tocante aos processos erosivos, apresenta-se como um instrumento pertinente para orientação de planos de zoneamento e planejamento ambiental da bacia estudada, que está localizada em uma zona de grande importância ambiental na área noroeste do estado de Rondônia.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

AB'SABER, A.; 2003. Os domínios de natureza no Brasil: Potencialidades Paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial.



- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. Portal HidroWeb; 2018. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/publico/apresentacao.jsf>. Acesso em: 12/12/2018.
- ALMEIDA, T. M. de; 2014. Análise geossistêmica aplicada ao estudo da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio São João de Tiba, Bahia. Tese (Doutorado em Geografia) — Universidade Federal do Ceará, 268 p.
- BATISTA, J. F.; 2014. A evolução da pecuária bovina em Rondônia e sua influência sobre a configuração territorial e a paisagem (1970 – 2012). Tese (Doutorado em Geografia) — Universidade Federal do Paraná, 262 p.
- BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S.; 2004. Bacia Hidrográfica e qualidade ambiental. In: Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 153 – 188.
- BRASIL.; 2013. Manual Técnico de Uso da Terra. 3. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 171 p.
- CHRISTOFOLETTI, A; 1979. Análise de sistemas em geografia: introdução. São Paulo: Hucitec, 106 p.
- CHRISTOFOLETTI, A; 1980. Geomorfologia. São Paulo: Edgar Blucher Ltda.
- PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; PRETTE, M. E. D.; 2002. A utilização do conceito de bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. (ed.). Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações. Ilhéus, bahia: Editus, p. 17 – 36.
- RODRIGUES, T. B.; 2015. Caracterização e análise do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Igarapé do Contra, Porto Velho-RO: implicações a partir da Vulnerabilidade a Erosão. Dissertação (Mestrado em Geografia) — Universidade Federal de Rondônia, 111 p.
- RONDÔNIA; 2001.PLANAFLORO - Plano Agropecuário e Florestal de Rondônia. Porto Velho.
- ROSS, J. L. S; 1994. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. Revista do Departamento de Geografia, n. 8.
- SAATY, L. L; 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. Journal of Mathematical Psychology, San Diego, v. 15, p. 234 – 281.
- SANTOS, H. G. dos et al.; 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. Brasília: Embrapa, 700 p.
- SENA, J. N.; 2008. O uso de sistema de informação geográfica na avaliação de diferentes alternativas de geração de cartas de suscetibilidade à erosão. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) — UNESP - Campus Ilha Solteira, 114 p.
- SHINZADO, E.; TEXEIRA, W. G.; MENDES, A. M.; 2010. Geodiversidade do estado de Rondônia. In: ADAMY, A. (ed.). Geodiversidade do estado de Rondônia. Porto Velho: CPRM, cap. 4, p. 55 – 78.
- SILVA, C. A. da; NUNES, F. de P.; 2009. Mapeamento de vulnerabilidade ambiental utilizando o método AHP: uma análise integrada para suporte à decisão no município de Pacoti/CE. In: ANAIS, 2009. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Disponível em: <http://marte.sid.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr%4080/2008/11.14.19.56/doc/5435-5442.pdf>. Acesso em: 03/12/2018.
- SILVA, M. J. G. da.; 2010. Uso e Cobertura do Solo e a Variabilidade do Clima de Porto Velho-RO. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional) — Universidade Federal de Rondônia, 70 p.
- SIPAM.; 2000. Levantamento de reconhecimento dos solos do Amazonas, 1:250.000. 1. ed. Manaus: SIPAM.



- SPÖRL, C.; 2001. Análise da Fragilidade Ambiental relevo – solo com aplicação de três modelos alternativos nas altas bacias do rio Jaguari-Mirim, Ribeirão do Quartel e Ribeirão da Prata. Dissertação (Mestrado em Geografia) — Universidade de São Paulo, 165 p.
- SPÖRL, C.; 2007. Metodologia para elaboração de modelos de fragilidade ambiental utilizando redes neurais. Tese (Doutorado em Geografia Física) — Universidade de São Paulo.
- THÉRY, H.; 2012. Rondônia mutações de um Território federal na Amazônia federal. Curitiba: SK Editora, 304 p.



AVALIAÇÃO SIMPLIFICADA ENTRE SISTEMAS SOCIOAMBIENTAIS EM APOIO À REVITALIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO UNA, RJ

| ID 15852 |

Rafael Pereira Machado

Seeduc-RJ. Centro Interescolar de Agropecuária José Francisco Lippi, e-mail: rafa-pmachado@hotmail.com

| RESUMO |

Ao longo da história das civilizações, muitos rios e pequenos córregos foram fundamentais para o estabelecimento de assentamentos humanos. Eles supriam diversas necessidades essenciais para a vida cotidiana. Atualmente, muitos cursos d'água têm sido objeto de várias intervenções socioambientais que alteram suas características naturais. Em geral, as transformações estão relacionadas aos processos de urbanização e às atividades econômicas como a agropecuária e a extração de recursos do solo e subsolo pela mineração.

O uso e a ocupação das terras nas bacias hidrográficas e, conseqüentemente, os múltiplos usos da água alteram as características físico-químicas e ambientais não apenas dos corpos d'água, mas também de suas margens e do seu entorno. Tais alterações promovem significativos impactos nos sistemas socioambientais (SSA) homólogos as bacias hidrográficas.

Apesar da proteção dada pela legislação, observa-se um processo contínuo de agressão aos corpos hídricos por atividades diversas e muitas vezes irregulares, o que tem ocasionado grandes prejuízos à qualidade socioambiental, tanto no meio rural como no meio urbano.

No Estado do Rio de Janeiro, os cenários de degradação ambiental estão bem visíveis, o rio Una é um exemplo desse quadro. As intervenções na bacia do Una em nome do desenvolvimento conduziram ao seu declínio. A bacia do rio Una é uma das principais da Região Hidrográfica Lagos São João (RH VI) e está localizada no entorno da Área de Proteção Ambiental São João (APA São João) que integra o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC. Nesta Região Hidrográfica muitos rios e córregos foram canalizados, barrados ou tornados retilíneos com o objetivo de controlar as cheias nas áreas de baixada, drenar as águas e aproveitar as terras para a agricultura e a pecuária. O crescente incremento populacional e o desordenado processo de urbanização constatados nos últimos anos na área da bacia ampliaram e intensificaram atividades econômicas que, por sua vez, pressionam os recursos hídricos e deterioram a sustentabilidade local. Demandas



para revitalização do rio têm sido amplamente propaladas e fomentadas entre os diversos atores sociais inseridos ou no entorno da bacia. A implantação de um projeto de transposição de efluentes de tratamento de esgotos da ETE para a bacia do rio Una foi acenado por certos setores da comunidade como uma alternativa ambiental eficiente, enquanto por outros, como um risco em potencial para o equilíbrio da dinâmica ambiental local com agravamento das condições socioambientais na bacia. Tal cenário requer a implementação de amplos esforços que possam contribuir e induzir a uma mudança desse quadro.

Portanto, a busca de compreensão desse processo de degradação é uma necessidade e, especificamente, a problemática ambiental dos rios deve ser examinada sob diferentes abordagens e pontos de vista, com o intuito de ampliar a percepção desses problemas e seus diversos aspectos, suscitando e fundamentando as mudanças necessárias para o efetivo controle e mitigação do avanço desta degradação.

Nesse sentido, objetiva-se com este artigo apresentar um módico estudo de avaliação do estado socioambiental realizado na bacia do rio Una e que se oferece como subsídio para o planejamento e para a formulação de um plano de recuperação para a bacia. A pesquisa se fundamentou no modelo conceitual proposto por Anderies, Janssen e Ostrom (2004) para governança e gestão ecossistêmica, no qual, considera que o funcionamento adequado dos Sistemas Socioambientais (SSA) está associado a sete (7) princípios ou dimensões de sustentabilidade. No confronto entre o sistema socioambiental representado pela bacia hidrográfica do rio Una e o SSA considerado ideal, pôde-se atestar que apenas o quarto princípio (Engajamento da sociedade civil e governança democrática) se aproxima do nível ideal de acordo com a metodologia empregada no estudo. Os resultados apontam para a necessidade de ampliação do conhecimento sobre os instrumentos de gestão na bacia hidrográfica em foco.

| INTRODUÇÃO |

Diferentes conceitos de bacia hidrográfica são encontrados na literatura técnico-científica. Entretanto, é possível perceber uma convergência entre os diferentes autores a respeito deste recorte espacial. De um modo geral, a bacia hidrográfica constitui uma área definida topograficamente, drenada por um curso d'água ou por um sistema conectado de cursos d'água, tal que toda a vazão efluente seja descarregada por uma simples saída. Para Christofolletti (1980) um conjunto de canais de escoamento inter-relacionados formam a bacia de drenagem.



Segundo Tucci (1997) bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água da precipitação que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, seu exutório. Barrella et al (2001), ampliou a definição deste compartimento espacial considerando-o como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, onde as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático. Neste recorte, as águas superficiais escoam para as partes mais baixas do terreno, formando riachos e rios, sendo que as cabeceiras são formadas por riachos que brotam em terrenos íngremes das serras e montanhas e à medida que as águas dos riachos descem, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios, esses pequenos rios continuam seus trajetos recebendo água de outros tributários, formando rios maiores até desembocarem no oceano.

Já Walling (2004) conceitua a bacia hidrográfica como sendo uma unidade natural da paisagem, que representa a definição espacial de um ecossistema aberto, onde ocorre uma contínua troca de energia com o meio, o que faz com que a qualidade da água nela produzida seja resultado de diversas características, entre as quais se destaca a cobertura vegetal. Na concepção de Silva e Barros (2003), a bacia hidrográfica é um espaço físico sobre o qual constitui a base de desenvolvimento de planos e ações de ocupação do homem para a realização das múltiplas atividades necessárias ao desenvolvimento socioeconômico. No entanto, do ponto de vista da hierarquia e da sua dimensão espacial, as bacias hidrográficas podem ser classificadas e analisadas sob diferentes ângulos e interesses reportando-se termos como sub-bacia e microbacia. Comumente, uma diferenciação entre esses conceitos é feita segundo o grau de hierarquização, de modo que a bacia hidrográfica refere-se à área de drenagem do rio principal; a sub-bacia abrange a área de drenagem de um tributário do rio principal e a microbacia abrange a área de drenagem de um tributário de um tributário do rio principal (MACHADO e TORRES, 2012, p. 42).

De qualquer forma, não obstante a classificação hierárquica, Melo (2018) ressalta que a bacia hidrográfica deve ser compreendida como um sistema aberto, uma vez que funciona na paisagem a partir dos processos de input e output de matéria e energia. Tal visão harmoniza-se com o parecer de Porto (2008) no qual, afirma que a bacia hidrográfica pode ser considerada um ente sistêmico. É onde se realizam os balanços de entrada proveniente da chuva e saída de água através do exutório, permitindo que sejam delineadas bacias e sub-bacias, cuja interconexão se dá pelos sistemas hídricos. De modo que é sobre o território definido como bacia hidrográfica é que se desenvolvem as atividades humanas.

Todas as áreas urbanas, industriais, agrícolas ou de preservação fazem parte de alguma bacia hidrográfica (PORTO & PORTO, 2008). Portanto, as pesquisas concernentes às bacias hidrográficas



devem ser realizadas numa perspectiva sistêmica e dinâmica, permitindo compreender com maior abrangência os fenômenos ambientais que estão ligados a esta porção espacial, pois a compreensão do seu funcionamento só é possível quando são levados em consideração os aspectos físicos e bióticos que a constituem associados às ações antropogênicas, porque cada elemento interfere de forma direta no comportamento do outro e, por conseguinte na totalidade da bacia hidrográfica (Melo, 2018). É nesta contextualização que a bacia do rio Una se insere como um sistema socioambiental. Segundo Rodriguez e Silva (2013) o planejamento ambiental integrado de bacias hidrográficas deve estar associado ao planejamento territorial, contribuindo para o ordenamento territorial que, é mais do que o planejamento econômico regional, mais que o planejamento do desenvolvimento urbano e do planejamento ambiental, é a única política pública com enfoque integral.

A Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, institui a Bacia Hidrográfica como “unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos”. Essa lei foi um grande avanço para o gerenciamento de recursos hídricos, por meio dela foi criado o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, tendo como preceitos básicos: a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento, a consideração dos múltiplos usos da água, o reconhecimento da água como um bem finito, vulnerável e dotado de valor econômico e a necessidade da consideração da gestão descentralizada e participativa desse recurso (BRASIL, 1997). Segundo Machado (2008) o conceito de revitalização de bacia hidrográfica não possui caráter técnico-científico definido e nem está previsto na legislação brasileira. A Lei Federal 9.433/1997, denominada Lei das águas, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, também não faz referência ao termo revitalização. De acordo com Machado (2008), em suas diretrizes gerais de ação, a Lei das águas prevê a “adequação da gestão dos recursos hídricos às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do país” e a “integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental” (Brasil, 2004 p.24). Para Lopez (2018) a bacia hidrográfica é a unidade mais adequada para planejar e conduzir o uso e a exploração dos recursos naturais, partindo da concepção que seus limites são estáveis e facilitam o acompanhamento das alterações no padrão do uso e da ocupação sobre as áreas de recursos hídricos.

Assim, a bacia hidrográfica é a unidade geográfica ideal para se intervir, diagnosticando e avaliando os processos propriamente ditos. Lembrando que para isso deve-se ter uma sólida base dos fatores socioculturais, o envolvimento da comunidade no processo e clareza quanto ao seu manejo. Portanto, objetiva-se com este artigo realizar uma breve revisão bibliográfica acerca da definição de bacias hidrográficas e apresentar um comedido estudo de avaliação do estado



socioambiental da bacia hidrográfica do rio Una-RJ com base na aplicação do modelo conceitual proposto por Anderies, Janssen e Ostrom (2004) para governança e gestão ecossistêmica, no qual, considera que o funcionamento adequado dos Sistemas Socioambientais (SSA) está associado a sete (7) princípios ou dimensões de sustentabilidade. Identificar em fontes de dados secundários e via percepção socioambiental os principais impactos antrópicos existentes na bacia do rio Una.

Material e Métodos Formato das Páginas

A elaboração do artigo baseou-se na pesquisa bibliográfica e documental para obtenção de dados secundários. A obtenção dos dados primários baseou-se em atividades de campo contemplando observação participante em reuniões do Subcomitê do rio Una e por meio de pesquisa quali-quantitativa de percepção ambiental que incluiu a aplicação de questionários semiestruturados destinados a informantes-chave e aos representantes do Subcomitê da bacia hidrográfica do rio Una e do Conselho da APA do Rio São João. A figura 1 esquematiza a obtenção dos dados primários.

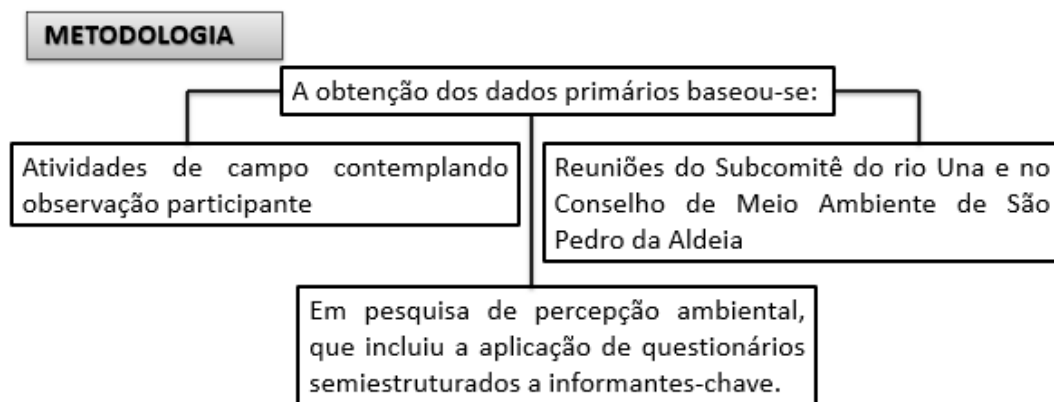


Figura1: Esquema para obtenção de dados primários

A metodologia emprega o modelo conceitual proposto por Anderies, Janssen e Ostrom (2004) para governança e gestão ecossistêmica, no qual, considera que o funcionamento adequado dos Sistemas socioambientais (SSA) está associado a sete (7) princípios ou dimensões de sustentabilidade: 1- Integridade do sistema socioambiental; 2- manutenção e eficiência dos recursos; 3- Existência de meios de subsistência e oportunidades suficientes; 4- engajamento da sociedade civil e governança democrática; 5- equidade inter e intrageracional; 6- interconectividade entre as escalas local, nacional e global; e 7- precaução e adaptabilidade. Para cada um desses sete princípios de sustentabilidade Ferreira et al. (2017) propuseram um conjunto de quatro componentes e três testes de interesse comum descritos por Larson, Wiek e Keeler (2015), resultando num total de 49 parâmetros necessários à avaliação. Uma atribuição de notas variando de 0 a 20, segundo a aderência



dos testes aos parâmetros indicados, é feita para cada componente. Um esquema metodológico completo sobre a metodologia foi apresentado por Machado (2018).

Caracterização da área de estudo.

O Estado do Rio de Janeiro está dividido para fins de gestão em nove Regiões Hidrográficas (Figura 2), sendo que a bacia hidrográfica do rio Una insere-se na Região Hidrográfica Lagos São João (RH-VI).



Figura 2 Regiões Hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro

A Região Hidrográfica Lagos São João (Figura 3) compreende os municípios de Armação dos Búzios, Araruama, Arraial do Cabo, Cabo Frio, Iguaba Grande, São Pedro da Aldeia, Saquarema e Silva Jardim em suas totalidades e parcialmente os municípios de Cachoeiras de Macacu, Casimiro de Abreu, Maricá, Rio Bonito e Rio das Ostras. É nesta região hidrográfica que se encontra a bacia do rio Una.

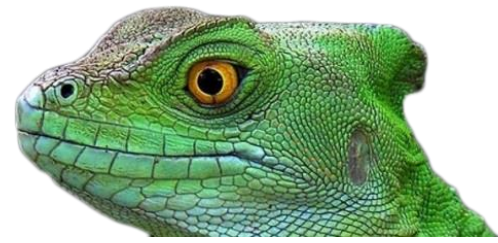


Figura 3- Mapa ilustrativo da Região Hidrográfica Lagos São João e municípios da área de abrangência

A Bacia hidrográfica do rio Una (Figura 4), com cerca de 480 km², abrange parcelas dos territórios de São Pedro da Aldeia, Cabo Frio, Armação dos Búzios, Araruama e Iguaba Grande. Na área da bacia predominam atividades mineradoras, agropecuárias, pequenas lavouras de subsistência e familiar, além de assentamentos rurais já consolidados e áreas quilombolas (CBHLSJ, 2013). Nela há um valioso patrimônio histórico, arqueológico, geológico e biológico. Todavia, o crescente incremento populacional e o desordenado processo de urbanização observados nos últimos anos na área da bacia ampliam e intensificam atividades econômicas que ameaçam a integridade deste sistema. A região deve ser vista como um SSA que funciona como redutora de impactos de cheias e é necessária como fonte de abastecimento de água para o consumo doméstico respeitando-se a capacidade de suporte do ecossistema (CUNHA et al., 2012).

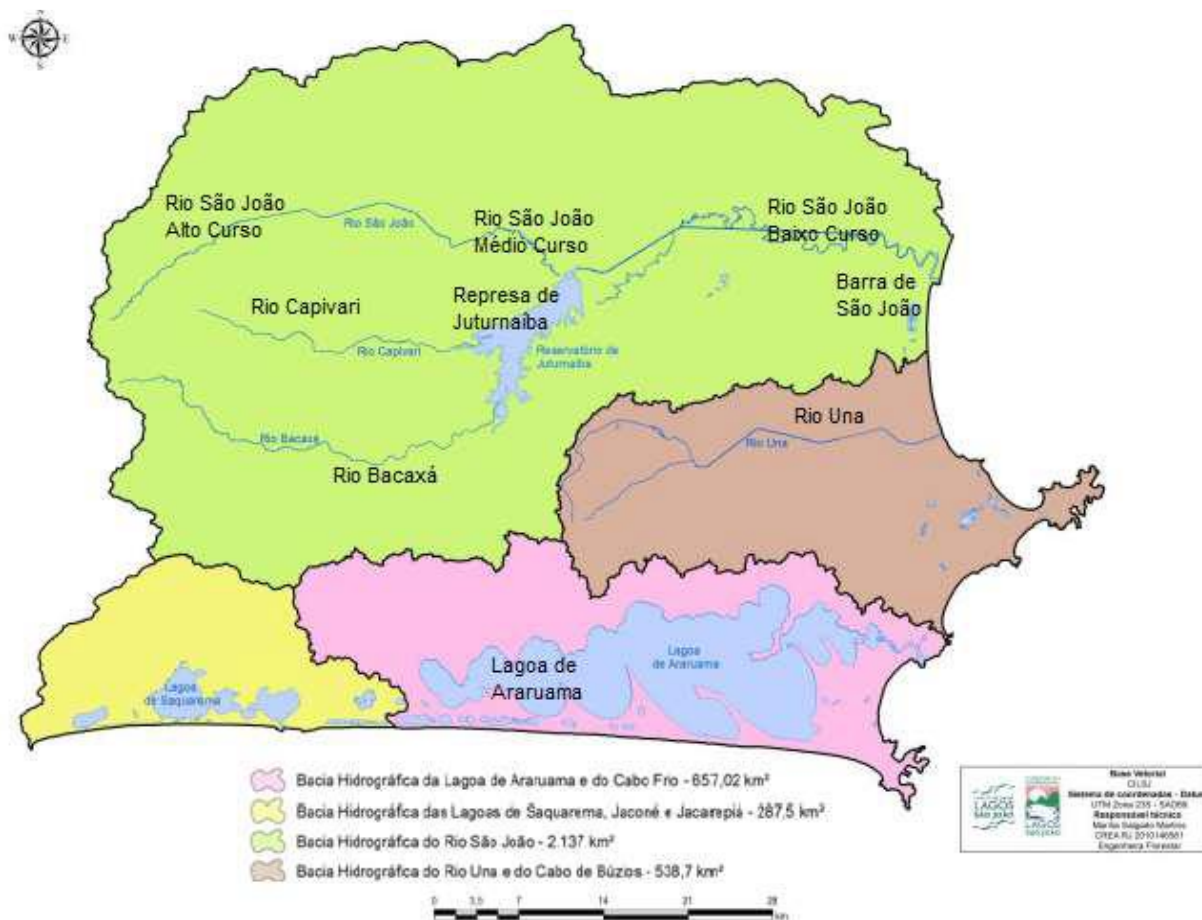


Figura 4 – Mapa ilustrativo das Bacias da Região Hidrográfica Lagos São João

Poucos estudos foram realizados na região, o que pode acarretar no mau uso de suas potencialidades, tendo como consequência a perda ou redução de sua capacidade de suporte como corpo receptor. Várias intervenções contribuíram para a diminuição do volume e da vazão do rio Una, além de propiciarem processos tais como de assoreamento, eutrofização e de salinização (SOFFIATI, 2015).

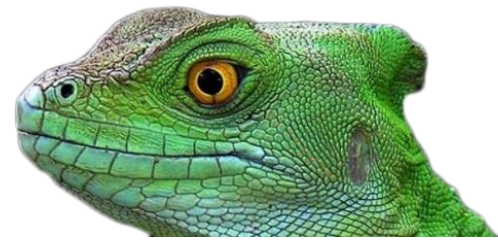


Figura 4: Bacia hidrográfica do rio Una, indicado pela seta vermelha no mapa

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

O tratamento dos dados coletados referentes aos aspectos ambientais e aos dos impactos negativos a eles relacionados e relatados pelas representações do Subcomitê do rio Una, indicou que os maiores impactos percebidos no território afetando negativamente a bacia hidrográfica estão relacionados à perda de biodiversidade e/ou habitat e à poluição das águas e dos solos, tal constatação pode ser visualizada na figura 4.

A forma como são praticadas as atividades econômicas na região também foi apontada entre os principais aspectos causadores de impactos ambientais negativos. Soffiati (2015) relata o aumento populacional e o processo desordenado de urbanização nos últimos anos na área da bacia do Una. Esta dinâmica sugere uma retroalimentação positiva entre crescimento demográfico e intensificação das atividades econômicas. Porém, é preciso pesquisar mais profundamente para verificar se os vínculos diretos percebidos são corroborados pelos dados de crescimento.

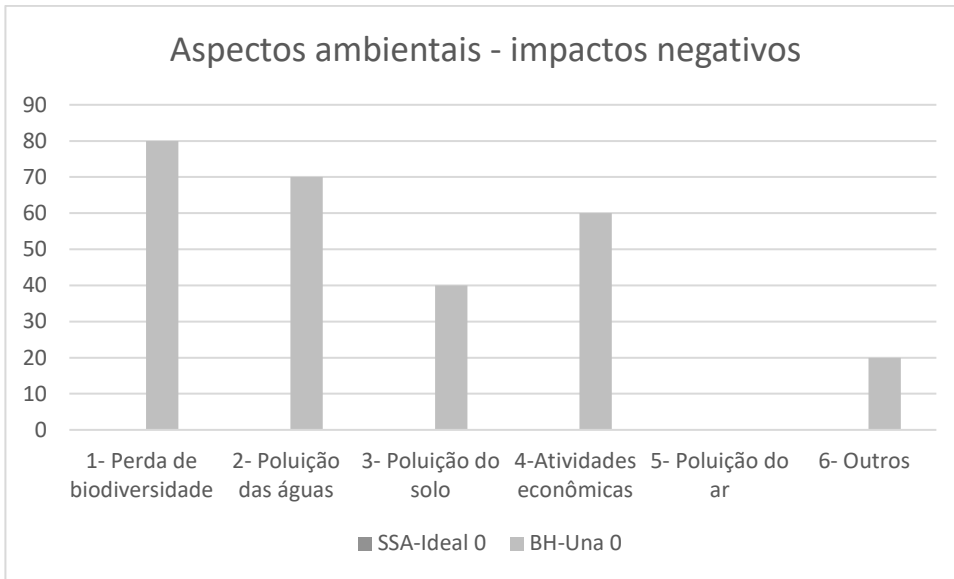


Figura 4: Aspectos ambientais e impactos negativos que afetam a bacia hidrográficas do Una

No que se refere aos impactos negativos sobre a BH do rio Una, a pesquisa indicou que, de acordo com a visão dos entrevistados, os principais impactos que dizem respeito ao uso e a ocupação inadequado do solo, a poluição doméstica e o desflorestamento. A figura 5 exhibe o ponto de vista dos entrevistados.

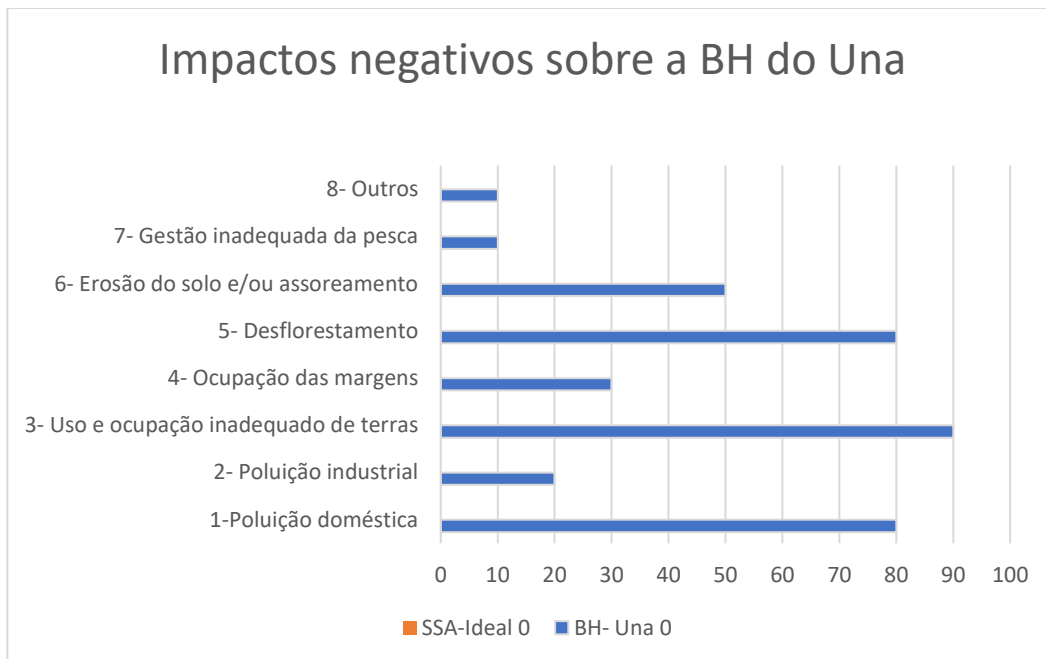
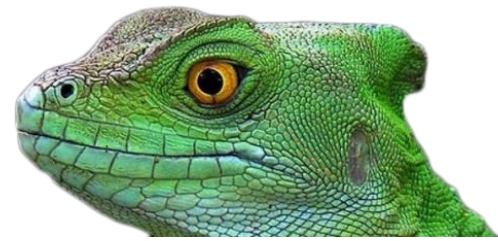


Figura 5: Impactos negativos sobre as áreas protegidas BH do rio Una

Por fim, ao contrastar o sistema socioambiental correspondente a bacia hidrográfica do rio Una com um sistema hipoteticamente ideal, aquele caracterizado pelo pleno desempenho das sete



dimensões de sustentabilidade, proposto por Anderies, Janssen e Ostrom (2004), percebe-se uma significativa discrepância em vários dos princípios elencados pelos autores. A figura 6 exprime as desigualdades que se tornaram manifestas por meio da pesquisa.

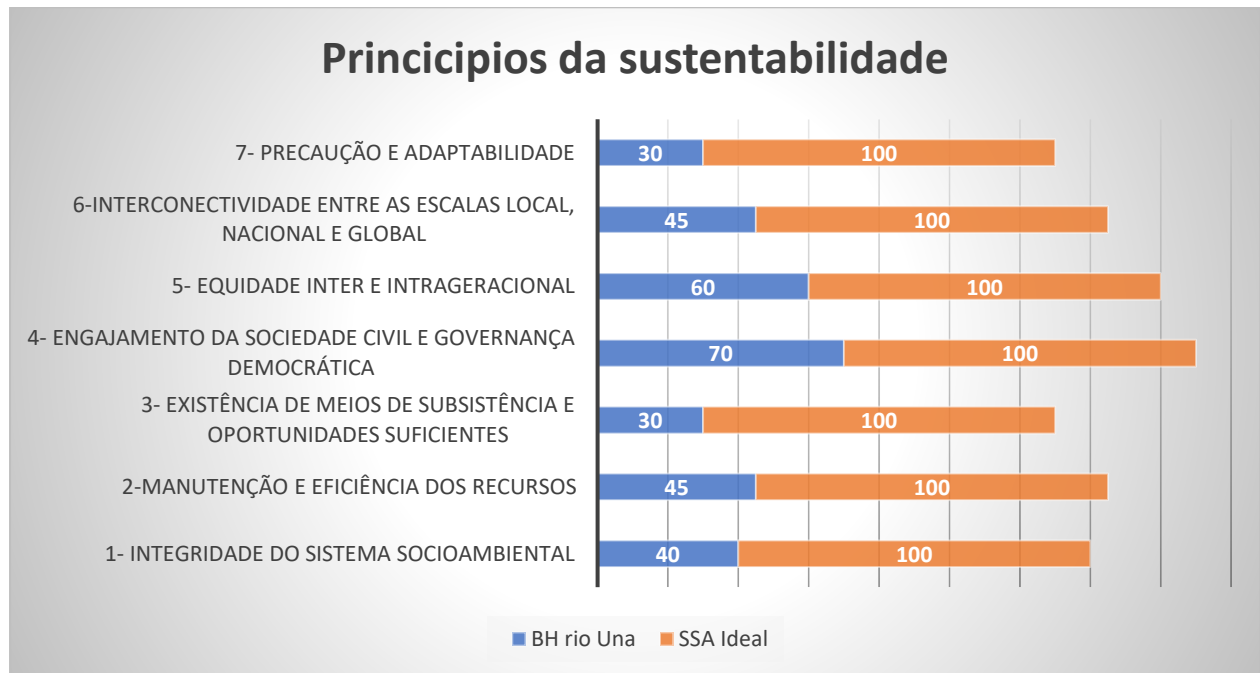


Figura 6: Princípios da sustentabilidade segundo Anderies, Janssen e Ostrom (2004)

Uma hipótese que pode explicar as diferenças entre os dois sistemas socioambientais em foco é a ausência do Plano de Bacia do rio Una. Tal documento constitui um dos instrumentos de gestão da Política de Gestão de Recursos Hídricos, que tem como objetivo definir a agenda de recursos hídricos para as bacias hidrográficas, identificando ações de gestão, programas, projetos, obras e investimentos prioritários, com a participação dos poderes públicos estadual e municipal, da sociedade civil e dos usuários, tendo em vista a sustentabilidade da região (PBLSJ, 2005).

A elaboração e implementação, o quanto antes, do Plano de Bacia Hidrográfica do rio Una é fundamental para orientar as ações da Política Estadual de Recursos Hídricos, compatibilizando os aspectos quantitativos e qualitativos do uso das águas, de modo a assegurar as metas e os usos neles previstos. Como instrumento de planejamento em longo prazo, o plano é indispensável para a prevenção de problemas relacionados à água e para a construção de soluções levando em conta os interesses sociais, econômicos, políticos e ambientais da área da bacia.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

O artigo descreveu os principais impactos antrópicos identificados na bacia hidrográfica do rio Una, compatível a um sistema socioambiental, destacando-se: Perda da biodiversidade, poluição das águas, poluição doméstica e uso e ocupação inadequado das terras. Espera-se que a breve avaliação realizada possa contribuir para a tomada de decisões voltadas à minimização dos impactos ambientais gerados pelas ações antrópicas na bacia hidrográfica do rio Una e, simultaneamente, auxilie para potencializar a sua revitalização, em consonância com ações da engenharia ambiental, visando concomitantemente à conservação das águas e da biodiversidade, compatibilizadas com padrões de desenvolvimento incluyente, sustentável e sustentado (SACHS,2004).

Como já citado, poucos estudos foram realizados na região, o que pode acarretar o mau uso de suas potencialidades, tendo como consequência a perda ou redução de sua capacidade de suporte como corpo receptor (SOUZA, 2011). A revitalização da bacia hidrográfica do rio Una é fundamental para a continuidade da provisão de serviços e bens ambientais, associados ao bem-estar e a qualidade de vida das populações nela estabelecidas nela (RAUDSEPP-HEARNE et al., 2010). Ressalta-se que é pouco provável que haja sucesso no manejo ambiental das bacias hidrográficas se o comportamento hidrológico, associado aos seus diversos usos, não for devidamente estudado e compreendido.

Agradecimentos

O autor gostaria de agradecer ao Subcomitê de Bacia do rio Una - Sra. Dalva Mansur, ao Consórcio Intermunicipal Lagos São João – Dra. Adriana Saad e ao Conselho Municipal de Meio Ambiente e Saneamento de São Pedro da Aldeia, RJ.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ANDERIES, J.; JANSSEN, M.; OSTROM, E. A. 2004. Framework to Analyze the Robustness of Socioecological Systems from an Institutional Perspective. *Ecology and Society*, v. 9, n. 1.
- BARRELLA, W. et al. 2001. As relações entre as matas ciliares os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO; H.F. (Ed.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 2004. Secretaria de Recursos Hídricos. *Recursos hídricos: conjunto de normas legais*. 3ª ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.



- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos e Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=370>. Acesso em: 07/11/2016.
- CARDOSO, C. A. et al. 2006. Caracterização morfoométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. *Revista árvore*, v. 30, n. 2, p. 241-248.
- CBHLSJ. Plano da Bacia Hidrográfica da Região dos Lagos e do Rio São João. 2013. [s.l.] Comitê das Bacias Hidrográficas das Lagoas de Araruama e Saquarema e dos Rios São João, Una e Ostras. Disponível em: <http://www.lagossaojoao.org.br/nc-planobacias.htm>. Acesso em: 18 jul. 2018.
- CHRISTOFOLETTI, A. 1980. Geomorfologia. São Paulo: Edgard Blücher.
- CUNHA, A. M.; CASTRO, J. W. A.; DIAS, F. F. A importância da preservação das acumulações bioclásticas da planície costeira do rio Una, municípios de Cabo Frio e Armação dos Búzios, RJ, Brasil. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 35, n. 1, p. 58-67, 2012.
- FERREIRA, M. I. P. et al. 2017. Thrivability Appraisals: A Tool for Supporting Decision-making Processes in Integrated Environmental Management. *The International Journal of Sustainability Policy and Practice*, v. 13, n. 3, p. 19-36.
- LOPES, E. R. N. 2018. Zoneamento ecológico-econômico: diretrizes, parâmetros e técnicas para a gestão ambiental de bacias hidrográficas. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual Paulista.
- MACHADO, A. T. M. 2008. A construção de um programa de revitalização na bacia do Rio São Francisco. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 195-210.
- MACHADO, P. J. de O.; TORRES, F. T. P. 2012. Gestão de bacias e gerenciamento de recursos hídricos. In: *Introdução à hidrologia*. São Paulo: Learning.
- MACHADO, R. P. 2018. Prosperabilidade: uma proposta metodológica holística para avaliação da sustentabilidade de sistemas socioambientais. Dissertação de Mestrado – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense. Campos dos Goytacazes.
- MELO, I. S. 2018. Dinâmica e fragilidade ambiental na paisagem da microbacia hidrográfica do rio Paripueira, Sergipe.
- NETO, J. B. S. et al. 2019. CARACTERIZAÇÃO MORFORMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IPANEMA-PE/AL. *CADERNOS DE CIÊNCIAS & TECNOLOGIA DA UECE*, v. 1, n. 3, p. 257-269.
- PINHEIRO, J. A. C. et al. 2019. Processos hidrológicos na bacia hidrográfica do Córrego Zerede em Timóteo-MG. *Ciência Florestal*, v. 29, n. 4, p. 1658-1671.
- PBLSJ-PLANO DE BACIA LAGOS SÃO JOÃO – 2005. Disponível em: <http://cilsj.org.br/plano-de-bacia/>
- PORTO, M. F.A., PORTO, R. L. L. 2008. Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos avançados*, v. 22, n. 63, p. 43-60.
- RAUDSEPP-HEARNE, C.; et al. 2010. Untangling the Environmentalist's Paradox: Why Is Human Well-being Increasing as Ecosystem Services Degrade? *BioScience*, 60(8), 576-589.
- RUFO, R. L. T.; CRISTO, S. S. V. 2014. Sensoriamento remoto aplicado na análise do uso e ocupação da bacia hidrográfica do Córrego Titira, Porto Nacional, Tocantins. *Revista Interface Porto Nacional*, n.7, p.47-60.
- SACHS, I. 2004. *Desenvolvimento incluyente, sustentável, sustentado*. Editora Garamond.



- SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. 2013. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.17, n.1, p.60-68.
- SILVA, J. A.; BARROS, M. V. F. 2003. Uso do solo no manejo de bacias hidrográficas - O caso da bacia do Ribeirão Cafezal, Londrina-Paraná. In: MARCIA SIQUEIRA DE CARVALHO. (Org.). GEOGRAFIA, MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. 01 ed. LONDRINA: MIDIOGRAF GRÁFICA E EDITORA, v. 01, p. 89-104.
- SILVA, M. P.; ASSUMPÇÃO, R. F.; KLIGERMAN, D. C. 2020. Bacias hidrográficas transfronteiriças: saneamento e saúde ambiental sem fronteiras. Saúde em Debate, v. 44, p. 251-262.
- SOFFIATI, A. 2015. Chuvas e estiagens na ecorregião de São Tomé: o caso da Baixada dos Goytacazes. História Caribe, v. 10, n. 26, p. 135-173.
- SOUZA, G. L. 2011. Modelagem matemática aplicada ao estudo da intrusão salina no baixo curso do Rio São João. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Macaé, 2011.
- TEODORO, V. L. I. et al. 2007. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. Revista Brasileira Multidisciplinar, v. 11, n. 1, p. 137-156.
- TUCCI, C. E. M. 1997. **Hidrologia**: ciência e aplicação. 2.ed. Porto Alegre: ABRH/Editora da UFRGS, 1997.
- VARGAS, J. R. A.; FERREIRA JÚNIOR, P. D. 2012. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida na caracterização da qualidade ambiental de duas microbacias do Rio Guandu, Afonso Cláudio, ES. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 17, n. 1, p. 161-168.
- WALLING, D. E. Water in the catchment ecosystem. In: CÂMARA **Critérios e indicadores para monitoramento hidrológico de florestas plantadas**. Dissertação (Mestrado). São Carlos, 2004.
- WHITE, D.D.; KEELER, L.W.; WIEK, A.; LARSON, K.L. 2015. Envisioning the future of water governance: A survey of central Arizona water decision makers. Environmental Practice, v. 17, n. 1, p. 25-35, 2015.



DINÂMICA E METODOLOGIAS DE COLETA DOS SEDIMENTOS DE SUPERFÍCIES IMPERMEÁVEIS

| ID 15881 |

Lucas Fuchs de Souza¹, Cristiano Poletto²

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail:souza.lf@outlook.com.br; ²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail cristiano.poletto@ufrgs.br

| RESUMO |

A urbanização e impermeabilização de bacias hidrográficas juntamente com o crescente aumento da quantidade de poluentes gerados por atividades antropogênicas vem causando impactos ambientais nos corpos hídricos. Nesse sentido, os sedimentos urbanos são um dos principais focos de pesquisa voltados para entender o grau desse impacto, devido ao seu potencial de causar danos aos sistemas de drenagem, recursos hídricos e saúde humana. Para a compreensão desses impactos é necessário compreender como as partículas de sedimento são transportadas e depositadas no ambiente, sendo que o transporte das partículas ocorre basicamente pela ação do vento e da água. Com relação a deposição dos sedimentos, ela ocorre de acordo com o peso da partícula, ou seja, as partículas mais finas possuem capacidade de atingirem maiores distâncias quando incorporadas ao escoamento pluvial (fenômeno potencializado pela impermeabilização das bacias hidrográficas associadas ao sistema de esgotos pluviais, favorecendo o transporte dos poluentes até os corpos d'água) ou carregadas pela ação do vento.

Nesse contexto, a caracterização granulométrica se torna um dos parâmetros mais importantes para quantificação do potencial poluidor de sedimentos urbanos. De acordo com Andrade (2018), Hengren et al. (2006) e Ball et al. (1998) as concentrações de poluentes, como os metais, são mais altas nas menores faixas granulométricas de sedimentos. A identificação de poluentes por faixas granulométricas é de suma importância, pois dependendo do diâmetro de partícula em que o poluente se encontra associado ele pode ser incorporado ao escoamento e pode ter maior probabilidade de atingir os corpos da água, podendo ser depositado ou ficar em suspensão prejudicando as diferentes espécies aquáticas, ou pode ser carregado pelo vento, onde possui a capacidade de ingressar no sistema respiratório dos seres humanos e outras espécies, danificando assim sua saúde. Portanto, para a coleta de sedimentos de superfícies impermeáveis existem inúmeras estratégias de amostragem com diferentes eficiências, o que segundo Zafra Mejía et al. (2007) causa variações nas análises da distribuição granulométrica dos sedimentos. Nesse sentido, algumas das técnicas mais aplicadas para a coleta de sedimentos de superfícies impermeáveis são: varrição, aspiração a seco, aspiração a seco com varrição e aspiração a úmido.

Palavras-chave: Caracterização Granulométrica; Sedimentos Urbanos.



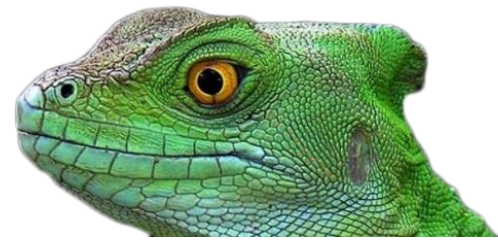
| INTRODUÇÃO |

A qualidade dos recursos hídricos vem sendo impactada devido a urbanização e impermeabilização de bacias hidrográficas. Cada vez mais o aumento das atividades antropogênicas está causando alterações nas características dessas bacias em razão da crescente quantidade de poluentes. Esses, por sua vez, encontram-se presentes em grandes quantidades nos ambientes urbanos, como partículas de vidro, de metais, de processos industriais e da construção civil, as quais interagem com o ambiente de forma diferente das partículas originadas naturalmente. Essas partículas encontram-se incorporadas nos sedimentos urbanos, os quais, tratando-se de superfícies impermeáveis, compõe um problema quando abarcados pelo escoamento e removidos dos pavimentos, seguindo pelas redes de micro e macrodrenagem (DOTTO, 2006) tendo como fim, muitas vezes, os corpos d'água.

As frações mais finas de sedimentos, quando incorporadas ao escoamento urbano, possuem a capacidade de permanecer em suspensão por mais tempo atingindo maiores distâncias. Nesse sentido, representam um grande risco a qualidade da água dos recursos hídricos, devido ao potencial de assoreamento e aumento de turbidez. Além disso, esses sedimentos possuem a capacidade de transportar outros poluentes, como metais pesados, devido a sua grande área superficial, que facilita a adsorção de contaminantes (HERNGREN et al., 2006). Conforme Andrade (2018), Herngren et al. (2006) e Ball et al. (1998) essas concentrações de metais são mais altas nas menores faixas granulométricas de sedimentos.

Dessa forma, essas parcelas de sedimentos ao alcançarem os cursos d'água podem causar prejuízos ao ambiente aquático, como afetar a qualidade d'água, dos sedimentos e das espécies que desse recurso sobrevivem. Costa e Hartz (2009) realizaram estudos com a espécie *Leporinus obtusidens* do Lago Guaíba, conhecida popularmente como piava, a qual se alimenta próximo ao fundo do lago de matéria vegetal, moluscos e sedimentos. Nesse trabalho foi constatado um maior acúmulo de Cádmio (Cd), Cobre (Cu) e Zinco (Zn) em tecidos do peixe, entretanto essas concentrações não indicaram que o consumo dessa espécie representaria risco à saúde humana. Corroborando com Andrade (2019), o qual diz que esses elementos (Zn, Cu e Cd) são considerados poluentes de maior importância do Lago Guaíba em Porto Alegre, e encontram-se presentes em pneus e pastilhas de freio. Sendo assim, os efeitos sobre o ambiente e a saúde humana dependem da mobilidade e disponibilidade dos elementos.

Nesse sentido, pode-se dizer que a impermeabilização de bacias impacta os cursos da água devido ao decorrente aumento do escoamento superficial, que por sua vez aumenta a quantidade de sedimentos transportados até os cursos da água. Além do mais, os sedimentos não são considerados



somente um dos maiores poluentes da água, mas também são catalisadores, carreadores e fixadores de outros poluentes (CARVALHO et al., 2000), como os metais citados anteriormente. De acordo com Herngren et al. (2006) as fontes antropogênicas possuem maior contribuição para os menores tamanhos de sedimentos que as fontes naturais, nesse sentido, é visto que as frações mais finas de sedimento adsorvem uma maior quantidade de poluentes.

Sendo assim, tem-se como uma importante referência de avaliação ambiental a análise granulométrica, que torna possível a avaliação da magnitude da poluição dos sedimentos urbanos, podendo ser inferida através de parâmetros simples como D10, D50 e D90, que relacionam o volume de partículas com o seu diâmetro. Esses parâmetros podem inferir se os sedimentos possuem uma grande quantidade de partículas muito finas, as quais estão associadas a uma maior mobilidade e concentrações de poluentes. Outro ponto importante no estudo dos sedimentos é o conhecimento de sua dinâmica nos ambientes urbanos, uma vez que estão associados a riscos ambientais e a saúde humana. Entretanto, para isso deve-se compreender como esse poluente é produzido, quais são suas fontes, como é transportado e depositado no ambiente. No entanto, a relação entre esses mecanismos é altamente dinâmica, pois nem todos processos estão interligados entre si, o que dificulta a visão integrada do seu sistema.

Produção de Sedimentos

A produção de sedimentos em bacias está relacionada com o desenvolvimento urbano, aumentando na medida em que ele ocorre. (NELSON & BOOTH, 2002; PAIVA & COSTAS, 2003). Esse aumento na produção ocorre em virtude das construções, loteamento de áreas vegetadas (aumento de solos expostos), edificação de vias, entre outros. Nesse sentido, considerando o escoamento pluvial, pode-se dizer que os sedimentos são os mais importantes poluentes transportados pela água da chuva, pois quando atingem a rede de drenagem são responsáveis pela obstrução das canalizações, devido ao seu acúmulo, danificando o seu funcionamento. Por outro lado, os sedimentos que não ficam retidos nas redes de drenagem e seguem até o corpo hídrico são responsáveis pelo assoreamento do seu leito, gerando, conseqüentemente, problemas ao ambiente aquático. Nesse sentido, pode-se citar como as principais conseqüências do aumento na produção de sedimentos urbanos a obstrução das redes de drenagem, a redução da capacidade de escoamento pelos canais artificiais e naturais e o transporte de poluentes aderidos aos sedimentos (MARTÍNEZ, 2010). Por outro lado, quando cessa o desenvolvimento urbano e a bacia se encontra em uma situação de ocupação e impermeabilização quase que total, essa produção tende a decrescer (NELSON & BOOTH, 2002).



A produção de sedimentos também varia de acordo com as diferenças geográficas e climáticas de cada região, e com os diversos usos do solo em uma bacia. Nesse sentido, quando se analisa a produção de sedimentos em áreas com diferentes usos do solo em bacias, observa-se uma maior contribuição de ruas em florestas, vias de solo exposto, áreas de construção, áreas comerciais, superfícies pavimentadas e áreas residenciais, com maior influência na respectiva ordem (NELSON & BOOTH, 2002). A maior contribuição de áreas comerciais pode estar vinculada a própria atividade econômica, onde se tem uma maior circulação de pessoas, veículos e maior geração de resíduos. Com relação as superfícies pavimentadas possíveis contribuições que podem estar corroborando para valores de produção mais elevados seria o desgaste da própria via e dos veículos, como pneus e pastilhas de freio, e a emissões de partículas do escapamento e motor dos mesmos.

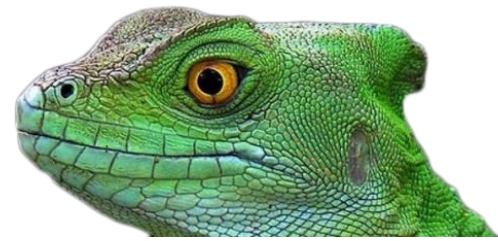
Fontes Potenciais de Sedimentos

Para Muthukaruppan et al. (2002), os dois principais motivos que influenciam na carga de poluentes nas diferentes áreas urbanas são os diferentes usos do solo e as condições socioeconômicas. Martínez, 2010 define como reflexo dessas condições o fluxo veicular, sistemas de drenagem, material de construção das ruas, densidade de árvores e taxa de acumulação de sedimentos (associado à taxa de limpeza das ruas).

Segundo Butler e Clark (1995) e pesquisas realizadas por Martínez (2010) as principais fontes de sedimentos são o material decorrente da superfície de estradas e suas obras, veículos, lavagem de áreas adjacentes (permeáveis e impermeáveis), áreas de construção civil, atividades comerciais e industriais, resíduos sólidos e de vegetação, esgoto, solo junto às estruturas de microdrenagem, telhados e deposição atmosférica. Essas fontes são comuns nas diversas áreas de uma cidade; entretanto, em função das condições climáticas predominantes (direção e intensidade dos ventos e a dinâmica atmosférica), grau de urbanização (percentual de áreas impermeáveis) e condições socioeconômicas pode ocorrer modificações nessas fontes (MARTÍNEZ, 2010).

Transporte de Sedimentos

Basicamente o transporte de sedimentos urbanos ocorre pela ação do vento e da água, quando ocorre pela ação da água costuma-se chamar de carreamento de sedimentos, o qual ocorre tanto devido a precipitação quanto ao escoamento, e quando ocorre pela ação do vento pode ser observado até mesmo no próprio fluxo de veículos, que gera um deslocamento de massas localizado sobre a pista e arredores. Segundo Martinez (2010), os sedimentos urbanos são transportados pela ação da



água, no entanto, há uma redistribuição local sobre as superfícies pavimentadas ocasionada pela ação do vento.

Dessa forma o aumento da impermeabilização juntamente com aumento da rede de drenagem proporciona um aumento no transporte de poluentes ao corpo receptor, tendo como consequência a deformação da calha fluvial, devido a necessidade de ajuste para comportar o volume escoado. Esses impactos no ambiente aquático, devido a impermeabilização de áreas da bacia, começam a ser notados quando a bacia ultrapassa aproximadamente 12% de áreas impermeabilizadas. Implicações severas ocorrem quando se ultrapassa os 30%, resultando no soterramento de comunidades bentônicas e podendo acarretar na destruição de habitats. (MARTÍNEZ, 2010)

Conhecer a carga de sedimentos propagada nos ambientes urbanos e transportada pelos rios é de suma importância para o gerenciamento e planejamento dos recursos hídricos de uma região, levando-se em consideração que os danos causados por eles dependem de sua natureza, que varia de acordo com os processos de erosão, transporte e deposição (DOTTO, 2006). As partículas de sedimentos que não são originárias de fontes naturais interagem de forma diferenciada com o ambiente, dessa forma, torna-se importante o conhecimento dos poluentes agregados aos sedimentos urbanos para se dar maior suporte as medidas de manejo, recuperação e gerenciamento de ambientes aquáticos.

Propagação de Sedimentos em Superfícies Impermeáveis

Os conceitos de acumulação e carreamento de sedimentos são, normalmente, utilizados para descrever os processos de propagação dos sedimentos em superfícies impermeáveis (DUNCAN, 2003). Sendo que os eventos típicos de precipitação são responsáveis pela remoção de apenas uma parte dos sedimentos acumulados na superfície (DOTTO, 2006).

Estudos realizados nos EUA indicam que a distribuição de sedimentos ao longo de uma rua é muito assimétrica, havendo mais de 80% dos sedimentos acumulados em uma faixa situada a 15cm do meio fio (BULTLER & CLARK, 1995). Deletic et al. (1997, 2000) destacam que a distribuição dos sedimentos não é uniforme e descrevem que 10% deles se localizam na superfície principal da rua (eixo) e 90% na sarjeta (definida como uma faixa de 50cm de largura a partir do meio fio). A distribuição da massa de sedimentos ocorre entre a superfície da rua e da calçada, considerando que a calçada possui uma taxa de deposição duas vezes superior à taxa que ocorre na superfície da rua.



Carreamento de Sedimentos em Superfícies Impermeáveis e Propagação na Rede de Drenagem

Carreamento é definido como processo em que o sedimento seco acumulado na superfície é removido pela ação da chuva e do escoamento, incorporando-se no escoamento superficial, sendo que esse processo depende também das características de cada região, como precipitação e área impermeabilizada (DOTTO, 2006).

Segundo Greenway et al. (2002), a carga e os tipos de poluentes carreados no escoamento pluvial diferem de acordo com o uso do solo, a intensidade e duração dos eventos de precipitação e o intervalo entre eventos. O uso do solo é considerado um indicativo para espécimes e concentrações de poluentes, e a intensidade e duração dos eventos de precipitação favorecem o arraste e transporte de poluentes aos corpos da água.

Com a remoção e carregamento dos poluentes pela precipitação e escoamento ocorre a poluição dessas águas, as quais seguem para os sistemas de drenagem onde podem ocorrer processos como a deposição dos sedimentos no leito da boca de lobo, suspensão dos sedimentos ou carreamento de sedimentos de acordo com a taxa de escoamento e peso da partícula (DELETIC ET AL., 2000). Essas águas pluviais poluídas quando comparadas aos esgotos domésticos podem possuir cargas de poluição consideravelmente maiores (DELETIC ET AL., 1997), o que pode estar associado a deposição de sedimentos no interior das canalizações, sem contar com a contribuição clandestina de esgotos nas redes de drenagem que, devido a baixos fluxos, não possuem força suficiente para arrastar esses sedimentos tornando o acúmulo ainda maior, com incrementos de carga orgânica. Nesse sentido, quando ocorre precipitações elevadas o suficiente esses sedimentos acumulados podem ser suspensos e carregados pelo escoamento até os corpos receptores, comprometendo a qualidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, o que conseqüentemente prejudica os sistemas de tratamento de água e o abastecimento, além dos impactos ocasionados no ecossistema aquático.

Conforme a intensidade e duração dos eventos de precipitação pode ocorrer a desagregação ou dissolução do sedimento acumulado na superfície. Quando se considera pequenos eventos ocorre a desagregação principalmente da carga livre (parte do sedimento que não se encontra aderido à superfície), enquanto que quando se considera eventos maiores de precipitação pode ocorrer a desintegração da carga fixa também (parte do sedimento que se encontra aderido à superfície). De acordo com a capacidade de transporte do escoamento pode ocorrer a suspensão e remoção de parte dos sedimentos da superfície, ao cessar o escoamento ao longo da sarjeta e ocorrer a secagem da superfície o restante de sedimentos que permaneceu fixa-se a superfície transformando-se em carga



fixa. Dependendo do intervalo e intensidade da precipitação, pode ocorrer que parte da carga fixa seja removida e parte da carga livre seja agregada a superfície durante a sua secagem, resultando em uma carga fixa menor do que se esperaria em uma amostragem. Esse fenômeno pode explicar por que ocorre uma redução considerável da carga livre após eventos de precipitação, enquanto ocorre uma pequena variação da carga fixa (DOTTO, 2006).

No entanto, no estudo realizado por Dotto (2006) observou-se que quando ocorre eventos de baixa intensidade de precipitação nota-se um aumento da carga fixa, o que pode ser explicado pela desintegração da carga livre, sendo removido apenas uma pequena parte dessa fração de sedimento, enquanto que o restante agrega-se à superfície compondo a carga fixa. Dessa forma, constatou-se que eventos com intensidade inferior a 1.0 mm/h resultaram em um aumento da carga total da superfície e que durante os eventos de precipitação as cargas geralmente reduzem, no entanto não zeram, sendo que o percentual de redução varia de acordo com o evento de precipitação e escoamento gerado.

O intervalo entre eventos de precipitação também afetar a qualidade e a quantidade do escoamento pluvial devido a acumulação de contaminantes nas superfícies impermeáveis, sendo que quanto maior o intervalo entre eventos maior a quantidade acumulada de sedimentos na superfície, podendo acumular mais sedimentos que do é capaz de ser arrastado (MARTINEZ, 2010). A quantidade de sedimentos arrastada varia com a duração e intensidade de cada evento de precipitação, sendo que a concentração de sedimentos no início do escoamento é superior a concentração durante e ao fim do escoamento, sendo denominado essa concentração de carga de lavagem.

Acumulação de Sedimentos em Superfícies Impermeáveis

O processo de acumulação de sedimentos reflete toda uma diversidade de processos típicos de tempo seco que ocorrem entre intervalos de eventos de precipitação, que compreende os processos de deposição, erosão devido à ação do vento, limpeza das ruas e etc. Esses sistemas induzem a acumulação de sólidos na superfície e, também, de outros poluentes, os quais são carregados posteriormente nos eventos de precipitação. A acumulação de sedimentos pode ser quantificada através da coleta de sedimentos das superfícies, sob condições específicas de controle, ou através da estimativa indireta por modelagem ou análise estatística das concentrações presentes no escoamento. A medição direta no escoamento não é possível devido ao efeito integrado dos processos de acumulação e carreamento (DOTTO, 2006).

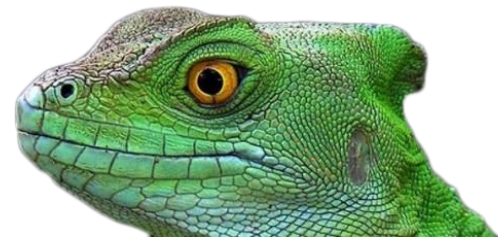


Conforme Deletic et al. (1997), a deposição de poeira, fluxo de veículos, vento e erosão de áreas não pavimentadas são os principais fatores que influenciam na acumulação dos sedimentos nas superfícies impermeáveis. Sendo que a carga fixa se encontra agregada à superfície asfáltica e possui uma tendência mais uniforme em diferentes locais, enquanto a carga livre tende ser mais suscetível à redistribuição e às influências do local em questão, como presença de obras, fluxo de veículos, vento, etc. (DOTTO, 2006).

Em estudos realizados por Zafra Mejía et al. (2007), onde foram coletados sedimentos de superfícies impermeáveis para análise de metais pesados, com intervalos de tempos secos de 2, 3, 5 e 6 dias, observou-se que havia um aumento na deposição de sedimentos à medida que aumentava os dias sem a ocorrência de precipitação. Muthukaruppan et al. (2002) verificaram que a acumulação de sedimentos ao longo de dias secos ocorre relativamente rápido após um evento de precipitação; entretanto, torna-se lento após alguns dias. Segundo Butler e Clark (1995) essa acumulação na superfície pode ser assumida como linear, caso não ocorra precipitação ou limpeza urbana. Martínez (2010) afirma que essa acumulação pode ser descrita como um processo de equilíbrio dinâmico, que atua entre a deposição e a remoção em um ponto e entre as áreas de contribuição ou não, sendo o processo característico de períodos secos e conduzido pelo vento natural e induzido pelo fluxo veicular.

O vento natural e o induzido pelo tráfego também são responsáveis por conduzirem a um aumento na acumulação de sedimentos mais finos. Como as partículas da carga livre são maiores que da carga fixa elas possuem maior suscetibilidade a se desintegrar em partículas menores, tornando a carga livre mais fina ao longo dos dias secos quando comparada a carga fixa. Quando considerado os eventos de precipitação, o que ocorre é a redução da quantidade de sedimentos da carga livre e alteração na distribuição granulométrica das partículas. Esses eventos normalmente também são responsáveis pela redução na quantidade de sedimentos da carga livre e aumento de sua granulometria, sendo também responsáveis pelo aumento na quantidade e na maior proporção de material fino na carga fixa, devido a dissolução das partículas mais finas presentes na carga livre, essas partículas ou seguem com escoamento para as redes de drenagem, ou se aderem à superfície compondo parte da carga fixa, justificando o aumento de material fino na carga fixa após ocorrência das chuvas (DOTTO, 2006).

De acordo com Vaze e Chiew (2002) os típicos eventos de precipitação removem uma pequena fração dos poluentes presentes nas superfícies, sendo a carga de sedimentos acumulada na superfície sempre superior àquela que poderia ser carregada por um evento de precipitação. Portanto, pode se considerar que após o cessamento do escoamento e secagem da superfície ainda se encontra presente um remanescente dos sedimentos, corroborando com a afirmação de Dotto (2006) de que



durante os eventos de precipitação as cargas geralmente reduzem, no entanto não zeram, sendo que o percentual de redução varia de acordo com o evento de precipitação e escoamento. Esses eventos, segundo Sartor e Boyd (1972) apud Martínez (2010) possuem a capacidade de transportar em suspensão apenas as partículas mais finas com D50 entre 80 e 100 μm .

Distribuição de tamanho de Partículas

A distribuição granulométrica é um parâmetro fundamental para caracterização de materiais heterogêneos, pois possibilitam auxiliar os estudos sobre agregação de partículas, transporte, dissolução e análise de fontes (MARTINEZ, 2010). Para Dotto (2006) a distribuição de tamanho de partículas é de fundamental importância para a melhor compreensão da distribuição de contaminantes associados as diferentes granulometrias. Isso torna viável a seleção e o projeto de componentes adequados para o pleno funcionamento dos sistemas de drenagem urbana, considerando que para isso se defini granulometrias que serão transportadas até o corpo receptor e que ficaram retidas nas bocas de lobo.

Sedimentos urbanos possuem distribuição granulométrica influenciada por diversos fatores, associados, basicamente, ao uso do solo. A granulometria clássica de sedimentos muito grosseiros, como cascalho, seixos e balastros, é efetuada realizando medições individuais de cada um dos elementos e contando-os. No caso de sedimentos mais finos, como areia, silte e argila, a análise classe necessita de uma separação mecânica. Nesse sentido, para fins de classificação da distribuição granulométrica, a separação de um material heterogêneo em quatro classes é mais comum. Os sedimentos geralmente são separados nas frações de cascalho ($>2\text{mm}$), areia ($0.063\text{mm} - 2\text{mm}$), silte ($2 - 63\mu\text{m}$) e argila ($<2\mu\text{m}$). Entretanto, essas quatro classes podem ser subdivididas, como apresenta a Tabela 1, sendo que quanto menor for a amplitude dessas classes, melhor será a descrição da variabilidade dimensional das partículas que constituem o sedimento (Martínez, 2010).

A partir dessa análise é possível gerar as curvas de distribuição granulométrica, das quais se obtêm os parâmetros D50, D10 e D90, por exemplo. Os parâmetros D10 e D90, estão relacionados aos diâmetros de corte da curva de distribuição acumulada em 10% e 90%, respectivamente, enquanto, o parâmetro D50 está relacionado à mediana da distribuição e corresponde ao diâmetro médio de partícula (Dm). A partir desses parâmetros é possível inferir se o sedimento analisado possui uma maior contribuição de sedimentos finos ou grosseiros.



Tabela 1: Classes para diferentes frações de partículas utilizadas para caracterização granulométrica

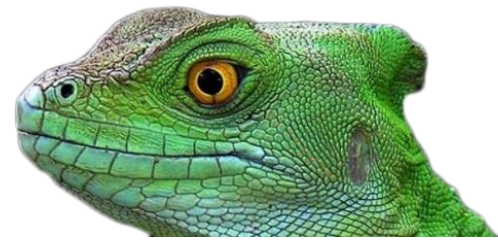
Fração	Classes (mm)
Areia	2 - 0.05
Muito Grossa	2 - 1
Grossa	1 - 0.5
Mediana	0.5 - 0.25
Fina	0.25 - 0.125
Muito Fina	0.125 - 0.063
Silte	0.063 - 0.002
Grosso	0.063 - 0.0156
Médio	0.0156 - 0.0078
Fino	0.0078 - 0.0039
Muito Fino	0.0039 - 0.002
Argila	<0.002

Adaptado de: Martínez (2010)

Por fim, para uma análise completa da distribuição granulométrica pode ser utilizado um analisador de partículas a laser, entretanto, para uma maior economia sugere-se realizar tal análise somente nas amostras da faixa granulométrica retida na peneira de fundo. Esse método é interessante por ser mais rápido, prático, preciso e amostrar uma maior gama de diâmetros finos que o método da pipetagem, por exemplo, tornando a análise mais minuciosa devido a uma melhor descrição da distribuição de partículas muito finas.

O peneiramento pode ser realizando tanto a seco quanto a úmido, no primeiro caso as partículas que são muito finas podem ficar aderidas as superfícies das partículas maiores, o que se constitui como um erro na distribuição do tamanho de partículas por esse método. Esse fenômeno também é responsável por interferir na distribuição dos poluentes e em sua correlação com os tamanhos de partículas, uma vez que os poluentes, como metais, possuem uma tendência de se aderirem as partículas mais finas, justificando a presença desses em granulometrias maiores do que as esperadas.

No peneiramento úmido parte dessas partículas mais finas são transportadas pelo fluxo de água, reduzindo assim as interferências e erros associados. Nesse sentido, no estudo realizado por Zafra Mejía et al. (2007), foi encontrada uma diferença entre o peneiramento a seco e a úmido, que



chegou a 14,6% para carga fixa e 10,1% para a livre, indicando que partículas finas, menores que 64 μ m, se encontram aglomeradas ou aderidas a partículas maiores.

Considerando as bacias hidrográficas, geralmente, considera-se que as partículas com diâmetro inferior a 2mm são transportadas como cargas suspensas em típicos cursos d'água urbanos. As partículas com diâmetro inferior a 63 μ m são consideradas como os sedimentos que se acumulam em lagos e que possuem uma capacidade de adsorção com contaminantes crescente na medida em que diminui o seu diâmetro, como no caso dos metais. (SUTHERLAND, 2003; HOROWITZ, 2001).

| METODOLOGIA DE COLETA DE SEDIMENTOS DE SUPERFÍCIES IMPERMEÁVEIS |

Para a coleta de sedimentos de superfícies impermeáveis existem inúmeras estratégias de amostragem com diferentes eficiências, o que segundo Zafra Mejía et al. (2007) causa variações nas análises da distribuição granulométrica dos sedimentos. No entanto, devido a necessidade de uma amostra grande o suficiente para as análises físicas e químicas, quando se pretende analisar os sedimentos de uma região, as formas de recolhimento de poeira de superfícies asfálticas são facilitadas com o emprego de amostras compostas. Segundo Suguio (1973), as amostras compostas constituem uma mistura de amostras de pontos definidos que formam uma única amostra simples, caracterizando-se como uma amostra econômica e fornecendo valores médios. Esse tipo de amostragem também corrobora com a representatividade da amostra quando os pontos de coleta das sub-amostras forem significantes e bem distribuídos, pois como não é possível amostrar uma via inteira devido a impraticabilidade o valor médio se torna interessante e economicamente viável. Dessa forma, algumas das técnicas mais aplicadas para a coleta de sedimentos de superfícies impermeáveis são: varrição, aspiração a seco, aspiração a seco com varrição e aspiração a úmido.

O procedimento de varrição consiste na utilização de um pincel, escova ou equipamento similar, que tenha como objetivo a varrição do local que se pretende amostrar, e de uma pá para a coleta do sedimento (CHARLESWORTH, 2003). Sendo que a utilização de um quadrado amostral com dimensões conhecidas é um ponto importante para obtenção de amostras, pois possibilita a comparação entre elas ou a obtenção de um valor médio por área amostrada, no caso de amostras compostas.

As técnicas de aspiração a seco, com ou sem varrição, e a úmido consistem em coletar os sedimentos da superfície asfáltica com o uso de um aspirador. Sendo que nos casos de aspiração a seco com a utilização da varrição pode-se obter uma maior remoção de finos comparado a técnica



sem o uso da varrição; entretanto, deve-se atentar para a intensidade da escovação que pode desagregar partículas da superfície asfáltica (DOTTO, 2006; GOMES, 2008). No caso da aspiração a úmido, a aplicação de um spray ou jato da água na superfície, ao mesmo tempo que se realiza a aspiração, proporciona uma maior eficiência na remoção de finos, comparado as estratégias descritas anteriormente, isso ocorre devido a pressão ocasionada pelo jato da água sobre a superfície asfáltica (SILVA et al., 2014).

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Portanto, o conhecimento da carga e da natureza dos sedimentos urbanos, associada aos processos de erosão, transporte e deposição, ao longo da bacia é de suma importância para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos de uma região (DELETIC ET AL., 1997). Segundo Martínez (2010) a principal fonte de poluentes em áreas urbanas é o sedimento depositado nas superfícies impermeáveis, que através dos mecanismos de transporte atingem os corpos hídricos, causando a degradação de sua qualidade. Nas vias as cargas de poluentes geralmente encontradas são o óleo, os combustíveis, a poeira e a areia, sendo que a carga de poluentes nas vias normalmente é maior que as cargas encontradas em áreas comuns e residenciais (ZAFRA ET AL., 2007).

A impermeabilização de bacias se faz a partir da retirada da cobertura vegetal, a qual possui a capacidade de interceptar parte das águas pluviais, reduzindo assim a intensidade do escoamento superficial. Portanto, a remoção de vegetação para dar espaço a novas áreas impermeabilizadas causa o aumento do volume no escoamento, que por sua vez está associado ao aumento dos processos erosivos nos corpos hídricos e as enchentes. Nesse sentido a impermeabilização está associada a alterações no ciclo hidrológico, mudando as características locais do solo e vegetação (POLETO, 2007).

Durante o processo de urbanização, a condição de permeabilidade do solo é substituída por superfícies impermeáveis, como ruas, telhados, estacionamento e calçadas, os quais são responsáveis por reter a água, reduzir a infiltração no solo e aumentar o volume escoado superficialmente e em redes e canais, além de reduzir o fluxo de base. A impermeabilização de bacias tem como consequência a transformação de grande parte da chuva incidente em escoamento superficial. Essa condição tem como reflexo um menor tempo de concentração e uma maior vazão de pico nos hidrogramas (MARTINEZ, 2010).



Charlesworth et al. (2003) considera que as principais características que influenciam na presença de sedimentos urbanos nas superfícies são o fluxo veicular e o tempo de residência dos sedimentos sobre a superfície, sendo que o desconhecimento do histórico desse tempo cria uma margem de incerteza na comparação entre regiões. Conforme Martínez (2010), as partículas de sedimentos não estão isoladas no ambiente urbano e são governadas por fatores físicos (topografia, direção do vento, escoamento superficial) e por fatores microambientais (pH, estrutura química da superfície impermeável, potencial redox).

Nesse sentido tem-se a caracterização granulométrica como um importante parâmetro para se avaliar o potencial poluidor dos sedimentos presentes em uma região sobre os cursos d'água, sistemas de drenagem, saúde humana, etc. Como exemplo desses problemas pode-se citar o abastecimento humano, assoreamento de canais e reservatórios, obstrução de canais de drenagem e degradação de habitats aquáticos. Para isso se faz necessário a aplicação das técnicas de coleta de sedimentos, que segundo Martínez (2010) existe uma forte tendência em avaliar amostras coletadas nas ruas, devido ao fato de que esses locais de amostragem fornecem uma representatividade da atividade econômica predominante, facilidade no processo de amostragem e baixa probabilidade de alteração das propriedades químicas dos sedimentos.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ).

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ANDRADE, L. C. 2018. Impactos do Ambiente Urbano na Poluição dos Sedimentos do Lago Guaíba. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, p. 116.
- ANDRADE, L. C. 2019. Da origem da poluição à recuperação das águas: pesquisa revela aspectos desconhecidos sobre o Guaíba. [Entrevista concedida a] Caue Fonseca. GaúchaZH.
- BALL, J. E.; JENKS, R.; AUBOURG, D. 1998. An assessment of the availability of pollutant constituents on road surfaces. *Science of The Total Environment*, v. 208, n. 2-3, p. 243-254.
- BENDATI, M. M. 2000. Avaliação da concentração de metais em moluscos no Lago Guaíba. *Ecos*, Porto Alegre, v. 17, p. 28-3.
- BUTLER, D.; CLARK, P. 1995. Sediment management in urban drainage catchments. Construction Reserch and Information Association, CIRIA Report 134. London.



- CARVALHO, N.O.; JÚNIOR, N.P.F; SANTOS, P.M.C; LIMA, J.E.F.W. 2000. Guia de Práticas Sedimentométrica. Agência Nacional de Energia Elétrica, Superintendência de Estudos e Informações Hidrológicas. Brasília.
- CHARLESWORTH, S. et al. 2000. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. *Environment International*, v. 29, n. 5, p. 563 – 573.
- CHARLESWORTH, S.M.; EVERETT, M.; McARTHUR, R.; ORDOÑEZ, A.; de MIGUEL, E. 2003. A comparative study of heavy metal concentration and distribution in deposited street dusts in a large and a small urban area: Birmingham and Coventry, West Midlands, UK. *Environment International*, n. 29, p. 563 - 573
- COSTA, S. C.; HARTZ, S. M. 2009. Evaluation of trace metals (cadmium, chromium, copper and zinc) in tissues of a commercially important fish (*Leporinus obtusidens*) from Guaíba Lake, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 52, n. 1, p. 241-250.
- DELETIC, A.; ASHLEY, R.; REST, D. 2000. Modelling input of line granular sediment into drainage systems via gully-pots. *Water Research*. v. 34, n. 15, p. 3836-3844.
- DELETIC, A.; MAKSIMOVIC, C.; IVETIC, M. 1997. Modelling of storm wash-off of suspended solids from impervious surfaces. *Journal of Hydraulic Research*. v. 35, n. 1, p. 99-118.
- DOTTO, C. B. S. 2006. Acumulação e Balanço de Sedimentos em Superfície Asfáltica em Área Urbana de Santa Maria - RS. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, p. 126.
- DUNCAN, H. 2003. Urban stormwater pollutant concentration and loads. Draft Australian Runoff Quality Guidelines. Australia.
- GOMES, A. P. 2008. Acumulação e Transporte de Sedimentos na Microdrenagem: Monitoramento e Modelagem. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, p. 146.
- HOROWITZ, A.J.; ELRICK, K.A.; SMITH, J.J. 2001. Estimating suspended sediment and trace element fluxes in large river basins: Methodological considerations as applied to the NASQAN programme. *Hydrological Processes*. v. 15, p. 1107-1132.
- GREENWAY, M.; LE MUTH, N. E JENKINS, G. 2002. Monitoring spatial and temporal changes in stormwater quality through a series of treatment trains. A case study – Golden Pond, Brisbane, Australia. *Global Solutions for Urban Drainage*.
- HERNGREN, L.; GOONETILLEKE, A.; AYOKOC, G. A. 2006. Analysis of heavy metals in road-deposited sediments. *Analytica Chimica Acta*, v. 571, n. 2, p. 270-278.
- MARTÍNEZ, L. L. G. 2010. Distribuição de Poluição Difusa por Sedimentos Urbanos em Áreas Impermeáveis em Porto Alegre. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, p. 90.
- MUTHUKARUPPAN, M.; CHIEW, F.H.S.; WONG, T. 2002. Size distribution and partitioning of urban pollutants. *Global Solutions for Urban Drainage*.
- NELSON, J; BOOTH, D.B. 2002. Sediment sources in an urbanizing, mixed land-use watershed. *Journal of Hydrology*. v.264, p 51-68.
- PAIVA, E.M.C.D; COSTAS, M.F.T. 2003. Produção de sedimento em bacia urbana. Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. São Paulo: ABRH, v.1, p. 423-432.
- POLETO, C. 2007. Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano. Porto Alegre. UFRGS.



- POLETO, C. et al. 2009. Urban sediment particle size and pollutants in Southern Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, v. 9, n. 4, p. 317-327. ISSN 1439-0108 (impressão) 1614-7480 (on-line).
- POLETO, C.; MARTÍNEZ, L. L. G. 2011. Sedimentos Urbanos: Ambiente e Água. *HOLOS Environment*, v. 11, n. 1. ISSN 1519-8634 (on-line).
- POLETO, C.; MERTEN, G. Urban watershed studies in southern Brazil. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, v. 1, n. 2, p. 70-78.
- SAN MIGUEL, G.; FOWLER, G. D.; SOLLARS, C. J. 2002. The leaching of inorganic species from activated carbons produced from waste tyre rubber. *Water Research*, v. 36, n. 8, p. 1939-1946.
- SARTOR, J.D.; BOYD, G.B. 1972. Water pollution aspects of street surface contaminants. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA, Report No. EPA-R2-72/081.
- SHARLEY, D. J. et al. 2016. Detecting long-term temporal trends in sediment-bound trace metals from urbanised catchments. *Environmental Pollution*, Barking, v. 219, p. 705-713.
- SILVA, E. P. et al. 2014. Determinação de Metais Pesados em Sedimentos Urbanos por Fluorescência de Raios-X. *HOLOS Environment*, v. 14, n. 1. ISSN 1519-8634 (on-line).
- SUGUIO, K. 1973. *Introdução à Sedimentologia*. São Paulo: Edgar Blücher, Ed. da Universidade de São Paulo.
- SUTHERLAND, R. 2003. Lead in grain size fractions of road-deposited sediment. *Environmental Pollution*, n. 121, p. 229-237.
- VAZE, J.; CHIEW, F.H.S. 2002. Experimental study of pollutant accumulation on an urban road surface. *Urban Water*. v. 4, n. 4, p. 379-389.
- ZAFRA MEJÍA, C. A.; GONZÁLEZ, J. T.; TEJERO MONZÓN, J. I. 2007. Contaminación por escorrentía superficial urbana: metales pesados acumulados sobre la superficie de una vía. *Ingeniería e Investigación*, v. 27, n. 1.



ANÁLISE DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO POR DIFERENÇA NORMALIZADA DA PRIMEIRA PARTE IMPACTADA COM O ROMPIMENTO DA BARRAGEM FUNDÃO EM MARIANA-MG

| ID 15886 |

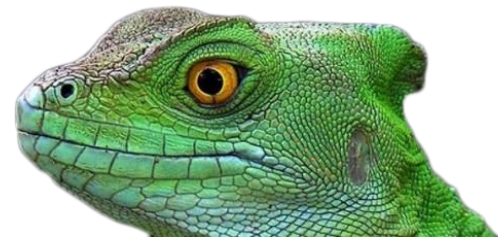
1 Renan Valério Eduvirgem, 2 Claudemir Rodrigues Soares, 3 Elissandro voigt Beier

1 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: georenanvalerio@gmail.com; 2 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: rodrisoaresmi@gmail.com; 3 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: elissandrovoigt@hotmail.com

| RESUMO |

Existe uma crescente preocupação com a condição de sobre-exploração dos recursos naturais não renováveis aliada aos impactos direta e indiretamente provocados pelas explorações crescentes de recursos essenciais para a economia no formato que o sistema se encontra na atualidade. Assim sendo analisar-se-á a diferenciação da cobertura vegetal em condições naturais dentro de uma parcela da bacia hidrográfica do rio Gualaxo do Norte, em virtude do rompimento da barragem do fundão em Mariana-MG, este município tem população em torno de 60.000 habitante e a economia local depende expressivamente da atividade mineradora. O objetivo do trabalho est incutido na evidenciação da perda expressiva nos índices de vegetação diretamente afetada pelo rompimento da barragem e conseqüentemente soterrada pelo rejeito, por meio de uma perspectiva de análise do índice de vegetação que aborda o cenário vegetal anterior ao processo de rompimento e posterior ao mesmo. A metodologia utilizada foi por meio da comparação do grau de cobertura da vegetação na área da bacia afetada por meio da análise do Normalized Difference Vegetation Index – NDVI, para os anos de 2013, 2016, 2017, 2018 e 2019, em diferentes meses, algumas imagens remetem a agosto e outras amostras são de setembro, complementando o processo por meio de tratamento das imagens de satélite Landsat 8 – sensor OLI, adquiridas no repositório da *United States Geological Survey* (USGS). Procedeu-se com a análise estatística da diferenciação da cobertura vegetal no fragmento geográfico analisado, para tanto foi utilizado o software IBM SPSS 22®. Foram distribuídos 299 pontos no quadrante em questão para promover as análises (n=299). Adotou-se o nível de significância de 5% e confiança de 95%. Para averiguação e constatação se a distribuição dos dados encontra-se na condição aceitável (cobertura vegetal densa ou semi-densa) para vegetação, utilizou-se os testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk. Ambos os testes apontaram distribuição não normal para o conjunto de dados de NDVI o que indica a ausência de índice de vegetação que foi emcoberta pelo rejeito, resultando em uma área com grandes espaços sem a cobertura anteriormente registrada no ano de 2013. Por meio de imagiamento e de análises estatísticas foi possível observar que a vazão da água e sua qualidade, no rio principal também foi alterada, constatando por meio de banda espectral específica a caracterização da água do rio Gualaxo do Norte como representativo de um solo úmido, pela pouca fluidez e velocidade que o rejeito depositado atribuía ao rio, alterando seu comportamento, sua dinâmica e sua qualidade comprometendo o abastecimento para a população da bacia. As conclusões apresentadas foram a evidenciação por meio do dados estatísticos e conseqüentemente a espacialização dos mesmas em produtos cartográfico aliados, comprovam as alterações físicas e naturais no espaço, refletindo-se nas perdas culturais que atingiram a população de Bento Rodrigues.

Palavras-chave: Índice de vegetação; Rejeitos de mineração; Vegetação natural.



| INTRODUÇÃO |

Tendo em vista a importância de tomar medidas para combater o uso desordenado de recursos naturais, e ao mesmo tempo reduzir danos causados ao meio ambiente, atribuídos pelas atividades de exploração realizadas pelo homem, ganha cada vez mais evidência nos discursos políticos, científicos e sociais. As atividades mineradoras para exploração e retirada de recursos do solo podem causar prejuízos incalculáveis ao Patrimônio histórico e cultural. O Patrimônio construído ao longo dos anos pela população local, pode ser dizimado em alguns segundos pelo volume de rejeitos provocados por rompimento de barragens, e devastar quase toda a sua memória, história e à identidade desse povo, Gonçalves E. *et al.* (2015).

As medidas tomadas para a prevenção devem ser periódicas abordadas por profissionais técnicos, de acordo com os tipos de riscos, e os possíveis danos em potencial próximos a lugares urbanizados, esse procedimento tem como alvo monitorar problemas ou anomalias, que possam afetar e danificar a barragem. As regiões de ampla importância biológica são propensas a acidentes ambientais graves, e por isso é preciso tomar cuidados com a falta de manutenção nas instalações, fazer inspeções corriqueiras para identificar riscos em potencial, para determinar medidas preventivas ou corretivas a serem acolhidas pelos empreendedores, Mendes e Espindola (2018).

A causa dos acidentes ambientais possivelmente podem ser evitados desde que se tenha responsabilidade ao fiscalizar os empreendimentos. No entanto, se houver falha na inspeção, e no plano de prevenção de desastres o dano ambiental pode ser de grandes proporções para a população local e meio ambiente, Llory e Montmayeul, (2014); Daniellou *et al.*, (2010).

As geotecnologias em companhia das técnicas de sensoriamento remoto, ligadas aos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), são fundamentais para mapear alterações ocorridas na paisagem. A partir do uso do (SIG), pode-se monitorar por meio de mapeamento as barragens, e desta maneira impedir acidentes ambientais de grandes magnitudes como o rompimento da Barragem do Fundão no Subdistrito de Bento Rodrigues há 35 Km do centro da cidade de Mariana-MG em 5 de novembro de 2015, ao se romper a barragem provocou uma enxurrada de lama e rejeitos de mineração.

A robustez da vegetação, ou até mesmo a falta de plantas observada nos mapas, podem ser referente as áreas impactadas pelo acidente em Mariana no Estado de Minas Gerais. Os Índices de vegetação, além do que, o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada, do inglês Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), tem-se a possibilidade de evidenciar o comportamento da vegetação Zanzarini, (2013); Lourenço e Landim, (2004).



Diante desse fato, este trabalho sugere analisar a espacialidade do incidente de modo que a metodologia que foi aplicada, ligada a outros materiais de análise, possa auxiliar no procedimento de delimitação das áreas impactadas.

| PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS |

Localização e descrição da área em discussão.

O município de Mariana, Minas Gerais, tem estimativa populacional de 60.724 habitantes para o ano de 2019 (IBGE, 2020), com crescimento populacional aproximado de 10,71% em relação ao último censo.

Com relação a hipsometria o município apresentou mínima de 421 metros à leste e sudeste. As maiores cotas altimétricas foram determinadas de norte a sul na extremidade oeste; o valor máximo encontrado foi 2.068 metros (Figura 01).

No que tange a declividade de Mariana-MG, encontrou-se variação de 0-15.32% a porcentagens superiores à 56%. Todavia, as classes de declividades estão distribuídas praticamente homogeneamente em todo o município. Na área de estudo a declividade tende a aumentar de oeste para leste (Figura 02). Entretanto, com o rompimento da Barragem Fundão os rejeitos seguiram de oeste para leste. Tal fato, ocorreu pelas ondulações do relevo, como pode ser observado na figura 03.

Seleção das imagens de satélite e tratamento

O estudo foi realizado utilizando imagens do satélite Landsat 8 – sensor OLI, para gerar o NDVI com as datas: 02/08/2013, 11/09/2016, 29/08/2017, 01/09/2018 e 19/08/2019. A SRTM possui data de 23/09/2014. As imagens foram adquiridas no repositório da *United States Geological Survey* (USGS).

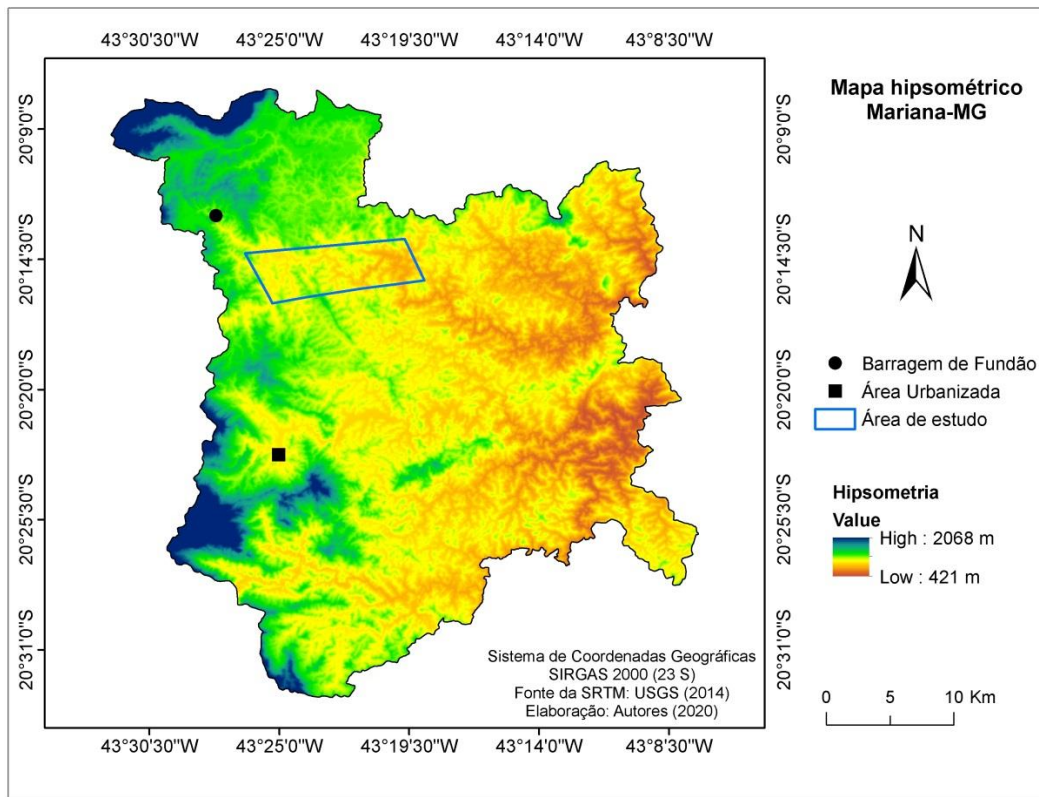
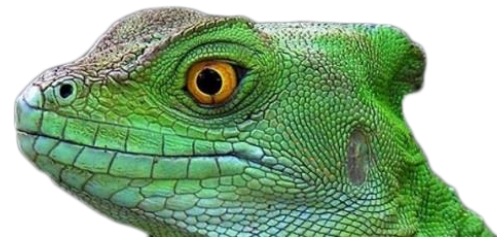


Figura 01. Hipsometria de Mariana, Minas Gerais

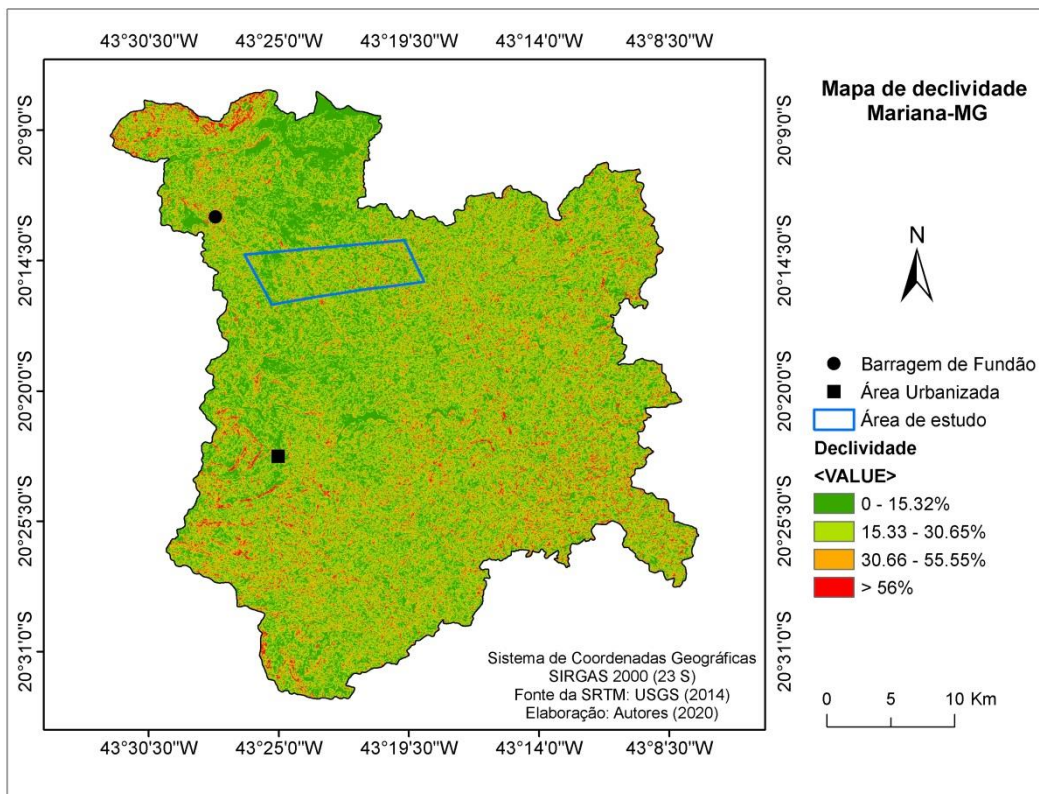


Figura 02. Declividade de Mariana, Minas Gerais

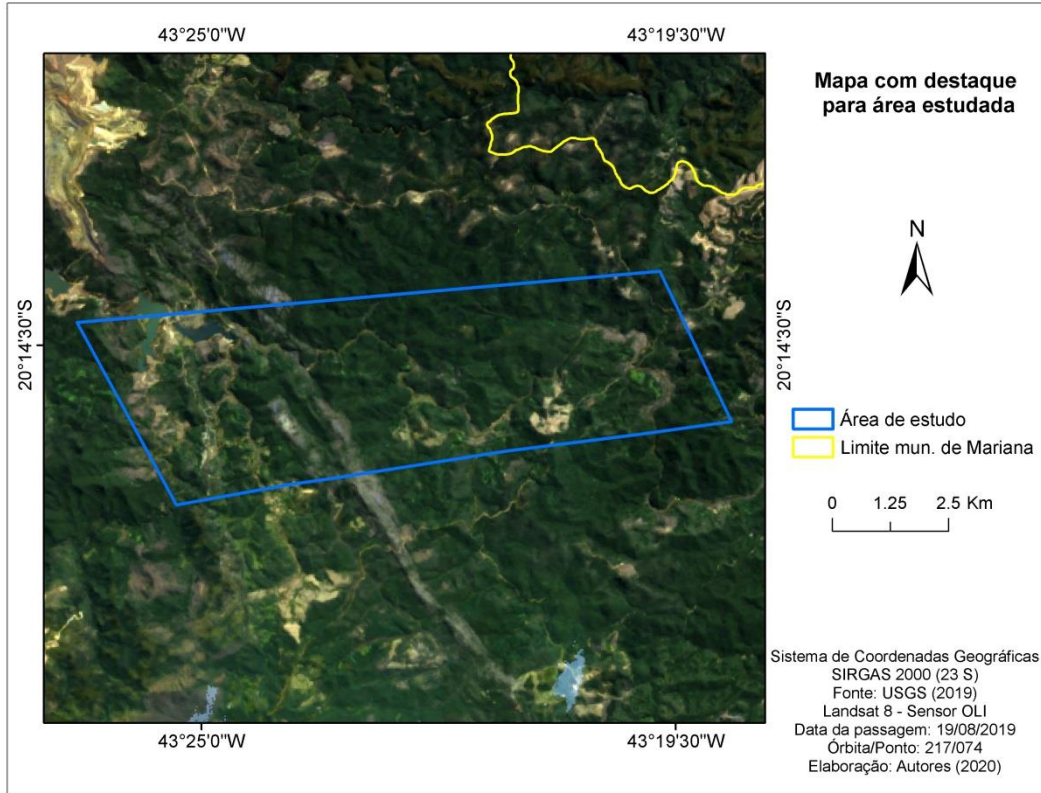


Figura 03. Composição colorida (RGB 4-3-2) com destaque para a área estudada

Foi realizado a calibração radiométrica, que tange a conversão do Número Digital (ND) dos pixels das imagens em radiância espectral monocromática, Equação 1.

$$L\lambda = MLQ_{cal} + A_L \quad (\text{Eq.1})$$

Em que:

$L\lambda$ é a radiância espectral monocromática $W\ m^{-2}\ sr^{-1}\ \mu m^{-1}$;

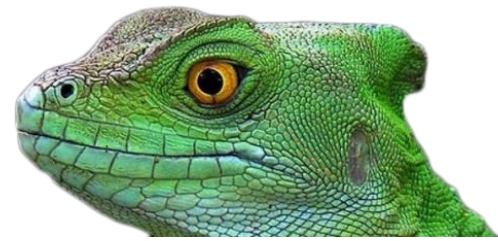
ML é o fator multiplicativo de cada banda;

A_L é o coeficiente de adição encontrado no arquivo metadados;

Q_{cal} são os números digitais (DN) correspondentes a cada banda da imagem.

A refletância monocromática foi calculada com as bandas do sensor OLI, convertidas para refletância planetária a partir do coeficiente de reescalonamento de refletância informado no arquivo metadados da imagem (MTL file), utilizando a Equação 2.

$$\rho\lambda' = M\rho Q_{cal} + A\rho \quad (\text{Eq.2})$$



Em que:

$\rho\lambda'$ é a reflectância planetária, sem a correção do ângulo solar;

$M\rho$ é o fator multiplicativo de cada banda, encontrado no arquivo metadados;

AP é o coeficiente de adição encontrado no arquivo metadados;

$Qcal$ são os números digitais (DN) correspondentes a cada banda da imagem.

Porém, é necessário corrigir a refletância de acordo com ângulo zenital, para tal, utiliza-se a Equação 3.

$$\rho\lambda = 1 + \frac{\rho\lambda'}{\cos(\theta_{SZ})} + \frac{\rho\lambda'}{\sin(\theta_{SE})} \quad (\text{Eq.3})$$

Em que:

$\rho\lambda$ é a reflectância planetária, com correção do ângulo zenital;

θ_{SE} é o ângulo de elevação solar presente no MTL file;

θ_{SZ} é o ângulo zenital solar, que é calculado de acordo com o MDE.

Índice NDVI

O realce da vegetação pelo NDVI, leva em consideração, as relações entre a refletância do solo e da vegetação, sendo que a vegetação possui elevada refletância na região do Infravermelho Próximo, já o solo na região do vermelho. Assim, quanto maior for a densidade da cobertura vegetal, inferior será a refletância na região do visível—vermelho, todavia, será superior a refletância na região do Infravermelho Próximo. Para o cálculo de NDVI foi utilizado a Equação 4:

$$\text{NDVI} = (\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{RED}}) / (\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{RED}}) \quad (\text{Eq.4})$$

Em que:

NDVI = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada;

ρ_{NIR} = refletância na banda do infravermelho próximo;

ρ_{RED} = é a refletância na banda vermelha.

Os valores obtidos no NDVI variam entre +1 a -1, em que, quanto mais próximo de -1, menor a densidade da cobertura vegetal, e quanto mais próximo de +1, maior é a densidade.



| ANÁLISE ESTATÍSTICA |

Para promover a análise estatística foi utilizado o software IBM SPSS 22®. Foram distribuídos 299 pontos no quadrante em estudo para promover as análises (n=299). Adotou-se o nível de significância de 5% e confiança de 95%. Para averiguar se a distribuição dos dados é normal, utilizou-se os testes Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk. Ambos os testes apontaram distribuição não normal para o conjunto de dados de NDVI.

Libardi *et al.* (1996) recomendam promover análise exploratória dos dados com a finalidade de confirmação dos testes de normalidade e compreensão da distribuição dos dados.

Na figura 04 observa-se que o conjunto de dados não apresenta normalidade. Em consonância a figura 05 também demonstra a não normalidade dos dados, destacando elevado número de *outliers* e valores extremos.

Com o propósito de verificar se há diferenças entre o NDVI de cada ano trabalhado nesse estudo, utilizou-se o teste de Friedman – teste não paramétrico.

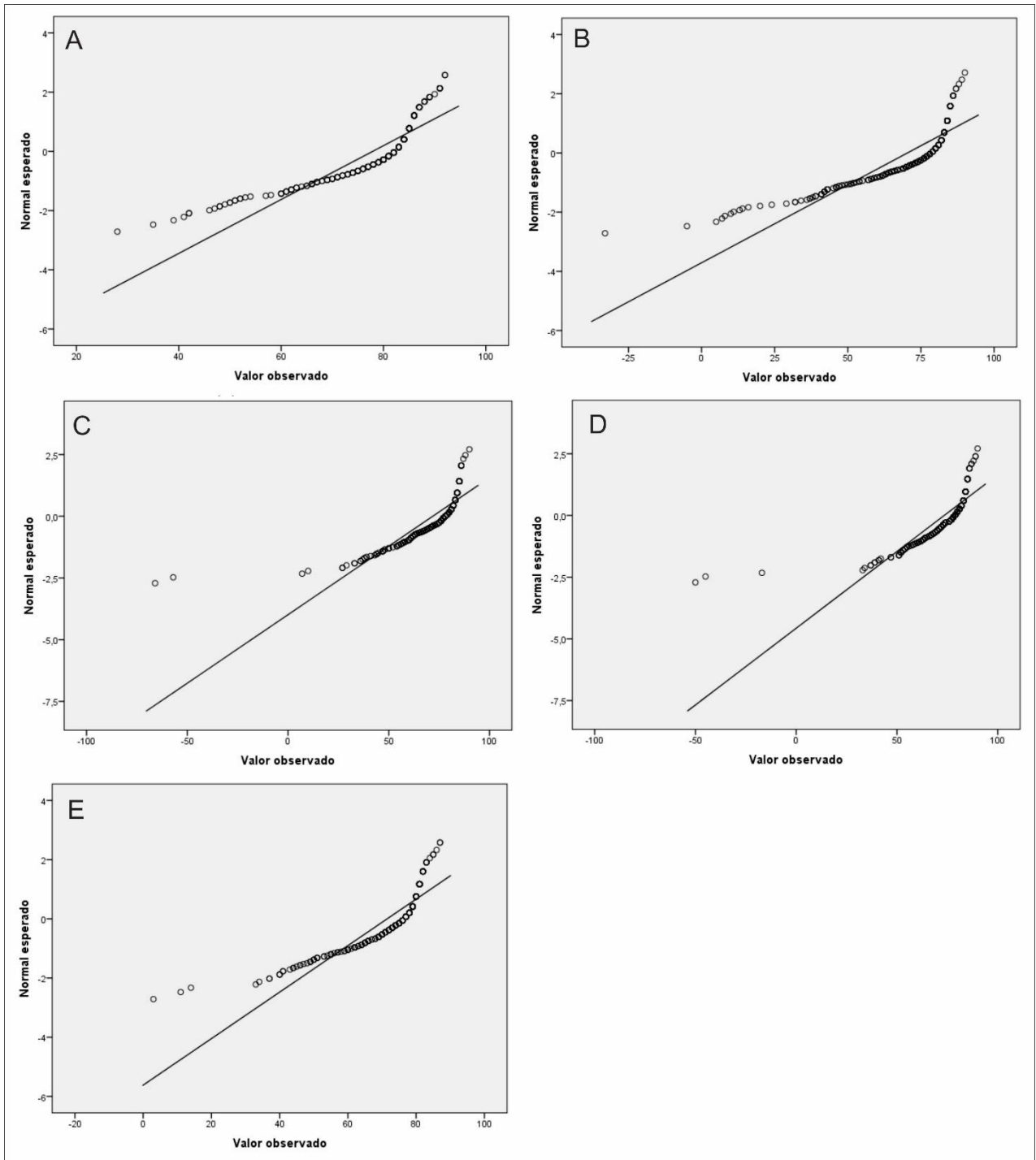


Figura 04 – Distribuições acumuladas probabilísticas. A) NDVI 2013, B) NDVI 2016, C) 2017, D) 2018, E) 2019

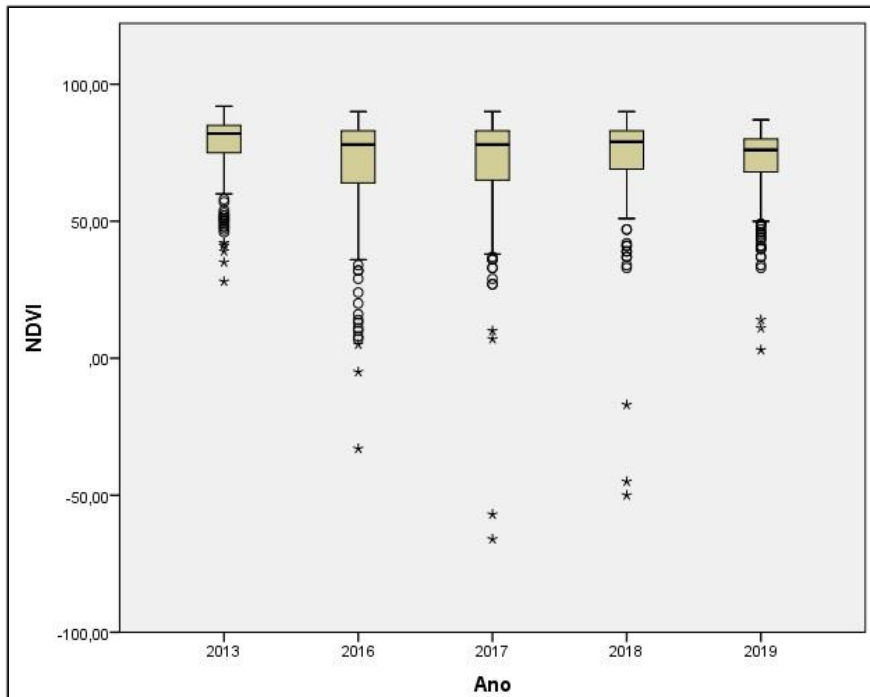


Figura 05 – Boxplots do conjunto de dados

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Com o rompimento da Barragem Fundão em novembro de 2015 ocorreu primeiramente à destruição de parte do subdistrito de Bento Rodrigues localizado à noroeste do quadrante em estudo, como pode ser observado as diferenças entre 2013 e 2016 (Figura 06). Na figura supracitada, observa-se ainda a chegada dos rejeitos ao Rio Gualaxo do Norte.

Em consonância, Mendes e Espindola (2018) utilizaram o NDVI para avaliar os impactos causados pelos rejeitos no subdistrito de Bento Rodrigues e entorno. Os autores evidenciaram a área impactada após o rompimento da Barragem Fundão, em que os danos ultrapassaram mais de 50% da área.

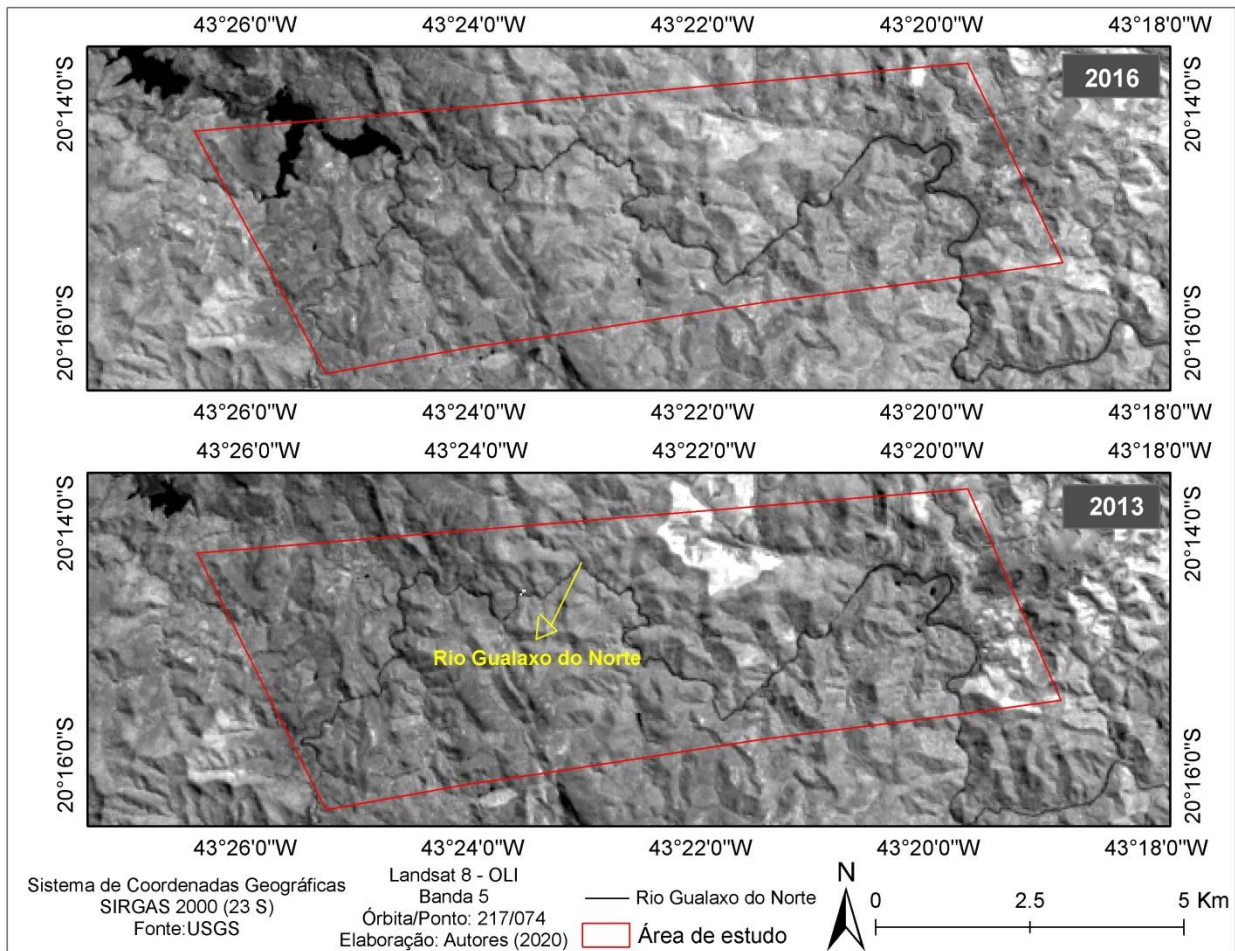
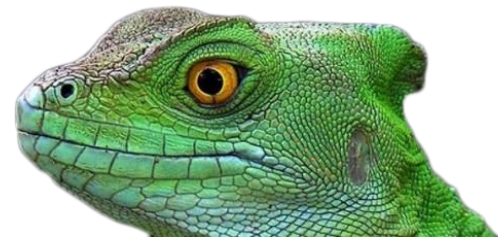


Figura 06. Área de estudo em 2013 e 2016 com a visualização da chegada da lama com jeitos no Rio Gualaxo do Norte

Com o NDVI tornou-se possível promover a identificação de modificações nos cursos d'água. Identificou-se também queda no nível d'água livre de rejeitos principalmente no curso do Rio Gualaxo do Norte – na comparação das imagens de 2013 com as demais. Com o passar dos anos a classe que determina água foi ascendente, mas com valores inferiores no comparativo percentual de 2013 a 2019 (Tabela 01). Entretanto, esse aumento ocorreu na parte noroeste da área indicando acúmulo, todavia, em 2013 a distribuição ocorria pelo rio supracitado. Não obstante, tal rio apresentou diminuição de rejeitos de 2016 a 2019, mas não se encontra com a resposta espectral que havia em 2013 (Figura 07). Silva, Carvalho e Cruz (2018) por meio de geotecnologias e imagens orbitais determinaram que a área impactada foi de 8,25 km², com 34 milhões de metros cúbicos de rejeitos de minério de ferro.

Foesch (2017) também identificou anormalidade no comportamento espectral da água nos leitos de rios em Mariana-MG. A autora afirmou que a resposta espectral da água com rejeitos assemelhou-se a solos úmidos.



O aumento da classe laranja – no comparativo dos anos de 2013 e 2019 - acrescida da análise espacial, indica possível dificuldade de regeneração da vegetação arbórea, principalmente as margens do Rio Gualaxo do Norte (Figura 07).

Observa-se ainda na imagem que a área menos afetada se localiza na região centro-norte, em que consiste predominantemente vegetação arbórea sobre altitudes superiores a área impactada, assim, contendo os maiores valores de NDVI (Figura 07).

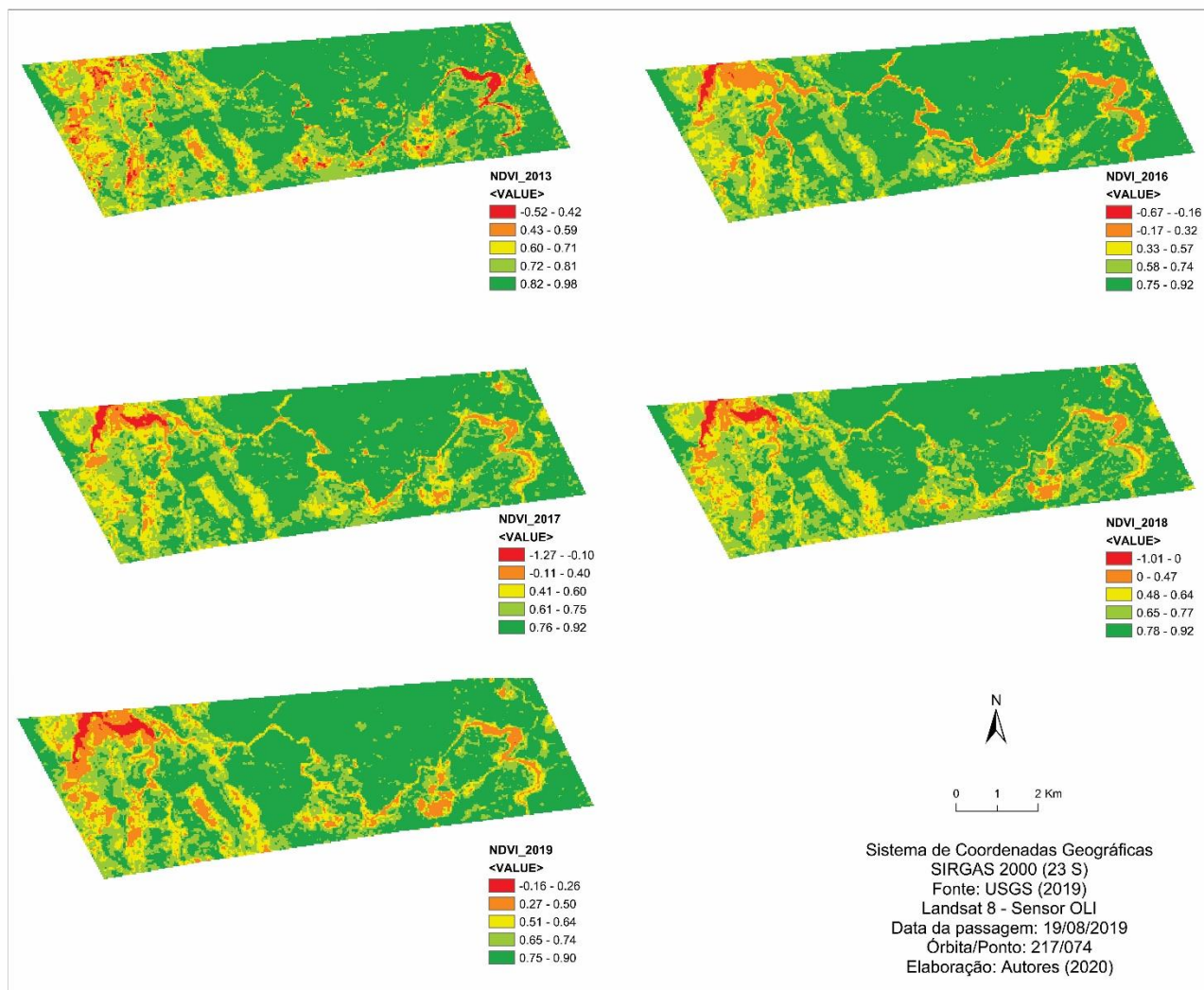


Figura 07. Índice de Vegetação por Diferença Normalizada da área em estudo

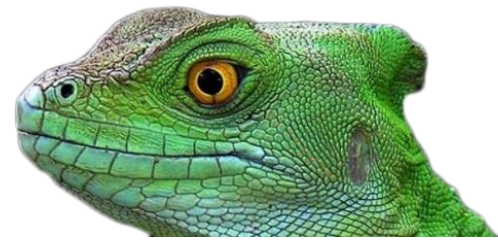


Tabela 01. % de área correspondente a cada classe de NDVI

% de área correspondente a cada classe de NDVI							
Classes	2013	2016	2017	2018	2019	Total	Por tipo
Água	1.66	0.44	0.91	0.97	1.16	5.12	7.1
Água/sedimento/rejeito	6.52	6.68	4.28	5.13	7.80	30.41	
Vegetação rasteira	12.80	11.13	14.04	13.92	12.57	64.46	92.9
Vegetação menos densa	25.42	21.53	23.22	25.58	21.19	116.95	
Vegetação mais densa	53.60	60.22	57.56	54.40	57.28	283.06	

O resultado do teste de Friedman apontou que os valores de NDVI apresentaram diferenças estatisticamente significantes entre os anos abordados – 2013, 2016, 2017, 2018 e 2019 – [$X^2(4) = 528,205$; $p < 0,001$]. O teste de comparações múltiplas determinou que os anos que não apresentaram diferenças foram 2016 e 2017, os demais apresentaram diferenças estatisticamente significantes (Figura 08).

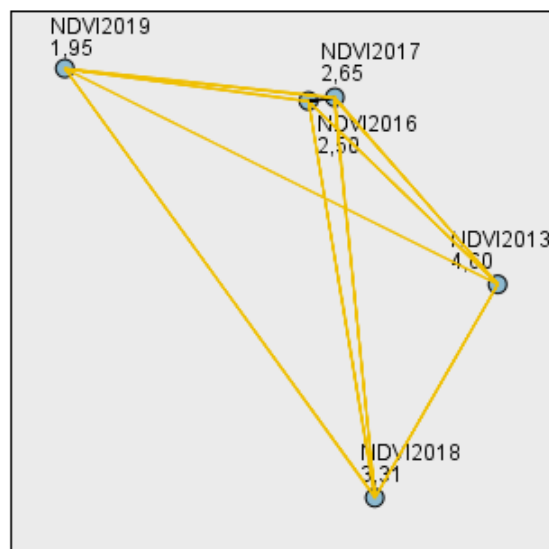


Figura 08 – Comparações múltiplas entre pares

Ante ao exposto, tornou-se possível averiguar as áreas impactadas no quadrante em estudo; as alterações na dinâmica espacial entre os anos 2013 e 2016 a 2019 por meio de imagens de satélite e do índice de vegetação NDVI, para identificar às áreas com perda de vegetação e transporte de rejeitos pelo Rio Gualaxo do Norte.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Por meio do estudo do relevo apresentado, foi possível a geração de informações cartográficas significativas para análise da influência da distribuição altimétrica em toda a extensão da tragédia. Foram observados nas imagens após o rompimento da Barragem de Fundão na porção noroeste entre 2013 e 2016 que continua chegando rejeitos ao leito do Rio Gualaxo do Norte. Desta maneira com a aplicação do NDVI pode-se observar a área impactada depois da tragédia.

Os mapas temáticos gerados com a utilização dos SIGs, são ferramentas para análise de estudos futuros e fornecem informação aos gestores para a criação de ações afim de mitigar situações como o ocorrido em Mariana. Os resultados obtidos neste estudo realizado em gabinete mostram a dimensão da tragédia na cidade mineira, mesmo sabendo que se faz necessário estudo *in loco*, os resultados alcançados mostram-se positivos para analisar o referido acidente por meio de imagens de satélite e do índice de vegetação NDVI, com o objetivo de identificar às áreas com perda de vegetação e transporte de rejeitos que seguem em direção ao Rio Gualaxo do Norte.

A área impactada foi apresentada de maneira visual por meio dos mapas que são produtos cartográficos gerados para apresentar com clareza as áreas impactadas, seja para gestores públicos, privados e sociedade de forma geral.

Por intermédio do Sistema de Informação Geográfica (SIG), pode-se verificar e visualizar nos mapas informações referentes a mudança na paisagem, e a destruição do Distrito de Bento Rodrigues, provocado pelo vazamento de lama, após o rompimento da Barragem de Fundão de propriedade da mineradora Samarco, situada em Mariana, Minas Gerais.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à Fundação CAPES pelas bolsas de doutorado que permitiram a realização desse estudo. Agradecimentos também ao PGE-UEM por todo apoio.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Daniellou, F. et al. 2013. Fatores humanos e organizacionais da segurança industrial: um estado da arte. Disponível em: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00980776/>. Acesso em 27 de mar. de 2020.
- Foesch, M. D. S. 2017. Características físico-químicas e comportamento espectral de águas contaminadas por rejeitos de mineração: o caso de Mariana, MG. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, pp. 76.



- Gonçalves, E. et al. 2015. Tragédia Evitável. Revista Veja. Minas Gerais, Edição. Minas Gerais, Ed. 2.452, ano 48, nº 46, p. 70-71. Disponível em: <https://veja.abril.com.br/noticias-sobre/minas-gerais/>. Acesso em 28 mar. 2020.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - 2020. IBGE cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/mariana/panorama>. Acesso em 01 mar. 2020.
- Libardi, P. L.; Manfron, P. A.; Moraes, S. O.; Tuon, R. L. 1996. Variabilidade da umidade gravimétrica de um solo hidromórfico. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 20, pp. 1-12.
- Llory, M.; Montmayeul, R. 2014. O acidente e a organização. Belo Horizonte: Fabrefactum.
- Mendes, I. L. F.; Espindola, G. M. 2018. NDVI no estudo da área impactada pelo rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Anais do Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia, pp. 1-5.
- Silva, G. F.; Carvalho, M. V. A.; Cruz, C. B. M. 2018. Análise espaço-temporal do desastre ambiental em Mariana-MG a partir das geotecnologias. Revista Continentes (UFRRJ), ano 7, n. 13, pp. 49-67.
- Zanzarini, F. V. 2013. Correlação espacial do índice de vegetação (NDVI) de imagem Landsat/ETM+ com atributos do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.17, n.6, p.608-614.



VAI TER ÁGUA? CAMINHOS PARA A ADAPTAÇÃO DOS SISTEMAS HÍDRICOS AO FUTURO INCERTO

| ID 15891 |

**1Ana Paula Dalcin, 2Guilherme Fernandes Marques, 3Iporã Possanti, 4Gláucio Gonçalves de Souza,
5Nicole Valentini Fedrizzi, 6Cristiane Martins de Sousa Nava Castro**

1Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: ana.dalcin@ufrgs.br; 2Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: guilherme.marques@ufrgs.br; 3Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: possantti@gmail.com; 4Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: souza.glaucioeng@gmail.com; 5Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: nicole.fedrizzi@ufrgs.br; 6Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: cris_navacastro@hotmail.com

| RESUMO |

A falta da água traz o assunto da crise hídrica para as manchetes de forma contundente, pelo menos enquanto perdura a estiagem. Embora as causas das crises envolvem uma combinação de fragilidades na gestão hídrica, clima, uso do solo, eventos críticos de estiagem e limitações em investimentos em infraestrutura, as soluções normalmente propostas ainda apresentam caráter emergencial de curto prazo, sem condições de atacar as verdadeiras causas da crise. Na busca de soluções duradouras e capazes de tornar os sistemas hídricos mais adaptados a um futuro complexo e incerto, o presente artigo reúne um conjunto de elementos essenciais à gestão, apresentados como recomendações aos diversos atores nas áreas de saneamento, recursos hídricos e gestão pública a partir de resultados recentes de pesquisa, métodos inovadores e experiências. Concluímos que é possível encontrar caminhos de adaptação que passam pela combinação de estratégias de gestão adaptativa, trade-offs, diversificação, visão de futuro, integração dos sistemas, soluções baseadas na natureza, pesquisa e criação de salvaguardas. Entretanto, a busca desses caminhos requer uma mudança fundamental em nossa forma de entender os problemas e planejar, abandonando a percepção de que eventos hidrológicos críticos são os principais elementos das crises, e concentrando na busca de soluções que irão tornar os sistemas hídricos mais adaptados para esses eventos críticos ao longo prazo.

Palavras-chave: crise hídrica; gestão de risco; vulnerabilidade de sistemas hídricos.

| INTRODUÇÃO |

Sempre que ocorre, a falta da água nas regiões urbanas traz o assunto da crise no abastecimento para as manchetes de forma contundente, pelo menos enquanto perdura a estiagem. Em sua crise hídrica mais recente, os anos de 2014 a 2015 apresentaram baixos níveis de armazenamento em diversas regiões brasileiras, com reflexos para usos como o abastecimento residencial, geração de energia e irrigação. Na região sudeste, o armazenamento nos Sistemas



Cantareira e Paraíba do Sul foi completamente deplecionado. Nesse período, foram registrados volumes de precipitação especialmente anômalos na região. Em 2020, enquanto alguns desses sistemas demonstraram sinais de recuperação, com reservatórios nas regiões SE e NE entre 80% e 100% (ANA, 2020), a região Sul do país enfrenta uma estiagem significativa, com armazenamento abaixo de 50% em alguns reservatórios e 275 municípios com decretos de emergência (dos quais 163 reconhecidos pela união até o mês de abril/2020) (Becker, 2020).

Nesse contexto, as causas das crises envolvem uma combinação de fragilidades na gestão hídrica (ANA, 2017), efeitos do clima, alterações no uso do solo, ocorrência de eventos críticos de estiagem e limitações em investimentos em infraestrutura. Rodrigues & Villela (2015) destacam, dentre as atribuições da gestão governamental sobre o planejamento preventivo de longo prazo, o investimento em infraestrutura de armazenamento, redução de perdas e interligação de sistemas. No caso da região metropolitana de São Paulo, esses investimentos já eram considerados emergenciais antes do estabelecimento da crise em 2014. Com respeito à estiagem, ANA (2015) indicou que para 50% das estações pluviométricas com mais de 50 anos de dados no estado de São Paulo, a chuva nesse período ficou entre as três piores já registradas, marcando assim, a ocorrência simultaneamente do verão mais quente e mais seco das últimas décadas. Segundo ainda ANA (2015), os totais pluviométricos na região do semiárido foram considerados como secos em aproximadamente 90% das 163 estações em 2012, 36% das quais registraram totais de chuva classificados como as 3 piores já registradas. Finalmente, alterações no uso do solo e seus reflexos sobre o ciclo hidrológico (a exemplo de infiltração natural e recarga de aquíferos) chamam a atenção para a necessidade de soluções de planejamento urbano sensível à manutenção de funções hidrológicas de modo a contribuir para a melhoria na disponibilidade hídrica (Seraphim, 2018). Embora o presente artigo aborde as crises hídricas sob a perspectiva da escassez, em áreas urbanas as mesmas funções hidrológicas associadas à infiltração também contribuem para eventos de alagamento igualmente impactantes.

A combinação de todas essas fragilidades com o crescimento das demandas vem gradualmente aumentando a vulnerabilidade dos sistemas hídricos e de abastecimento. Vários sistemas encontram-se no limite da sua capacidade e os próximos eventos críticos deixarão nossas falhas e limitações quanto ao planejamento cada vez mais evidentes e custosas. Quando demandas competitivas são abundantes, decisões sobre a alocação da água se tornam mais controversas e potencialmente conflituosas. Embora a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) tenha estabelecido diversos instrumentos para a gestão, a sua efetividade hoje esbarra especialmente na (a) falta de integração entre os diferentes instrumentos; (b) pouca ou nenhuma visão de futuro das decisões de alocação de água; (c) falta de conexão com políticas de desenvolvimento, envolvendo,



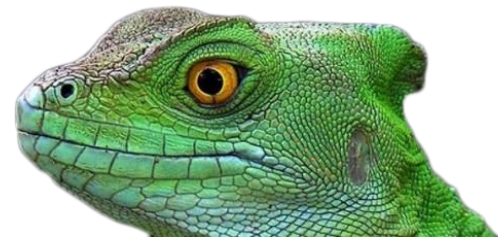
por exemplo, expansão na produção de energia, abastecimento urbano e proteção ambiental e (d) falta de políticas hídricas que criem diretrizes para a aplicação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. Enquanto persistem essas limitações, o crescimento das demandas invariavelmente resulta em sistemas hídricos cada vez mais vulneráveis.

À medida que se agravam as condições de abastecimento com uma crise hídrica estabelecida, busca-se junto ao corpo técnico soluções de curto e médio prazos. É a gestão da crise, que nos apresenta vários exemplos recentes. O Distrito Federal passou por recente crise a partir de setembro de 2016. Na ocasião, a publicação da Resolução ADASA nº 15 declarou situação crítica de escassez hídrica nos reservatórios do Descoberto e de Santa Maria, junto com a adoção de medidas emergenciais de mitigação para enfrentamento da crise, dentre elas: tarifa de contingência, campanhas de incentivo de redução no consumo, redução de pressão na rede, restrições aos irrigantes e sistema de rodízio de abastecimento de água. Se, por um lado, as medidas citadas impediram que o reservatório atingisse níveis inferiores ao volume morto e que as regiões administrativas atendidas pelo reservatório do Descoberto ficassem totalmente sem acesso a água, por outro, uma série de impactos econômicos, sociais e ambientais foram gerados, principalmente aos produtores rurais e usuários urbanos.

Esses impactos chamam a atenção para a necessidade de soluções de adaptação mais duradouras, de modo a complementar, e até substituir em alguns casos, as soluções comuns de enfrentamento hoje empregadas de forma bastante disseminada. No caso do Distrito Federal, simulações recentes elaboradas em Fedrizzi (2018) e Castro (2019), para o período de 2008 a 2017, indicam que o sistema apresenta uma situação de alta vulnerabilidade. A implementação de medidas diversas de melhoria na eficiência, reuso e redução em perdas tem grande potencial em reduzir tal vulnerabilidade. Porém, mesmo uma combinação otimista dessas medidas, o que eliminaria os *déficits* no atendimento aos usuários durante o período crítico, ainda resultou no reservatório chegando ao final desse período com níveis baixos. Esses resultados apontam que as medidas são urgentes, ou seja, já deveriam estar em curso de implementação, e devem ser complementadas com outras estratégias para permitir a adaptação do sistema a outros cenários futuros e ainda incertos, como crescimento em demandas e mudanças climáticas.

Por fim, o período de estiagem enfrentado pelo Rio Grande do Sul no verão recente 2019/2020, com perdas estimadas para milho em 33% e soja em 13% (Embrapa, 2020), desafia os produtores a buscar alternativas de curto prazo para mitigar os efeitos da estiagem.

Esses exemplos nos mostram que, no calor das demandas imediatas, é importante não perder de vista o longo prazo, onde consequências das soluções atuais são percebidas tanto localmente quanto em outras partes do sistema. De forma mais ampla, devemos extrapolar a gestão da crise e



ser capazes de gerir o risco, o que envolve, mais do que soluções técnicas ou vontade política, uma mudança na forma de pensar e agir para tornar nossos sistemas hídricos mais robustos, adaptáveis e menos vulneráveis ao futuro que se avizinha. O presente artigo reúne um conjunto de elementos essenciais a essa forma de pensar, apresentados como recomendações aos diversos atores nas áreas de saneamento, recursos hídricos e gestão pública partir de resultados recentes de pesquisa, métodos inovadores e experiências.

| GESTÃO ADAPTATIVA |

A gestão adaptativa pode ser definida como uma abordagem onde a gestão é conduzida simultaneamente com o aprendizado (Williams, 2011) e existe já há vários anos, tendo recebido contribuições pioneiras para a área de recursos naturais no trabalho de Beverton e Holt (1957). Para Gregory et al. (2005), o conceito de gestão adaptativa incorpora uma abordagem explicitamente experimental onde o aprendizado é tomado como forma de reduzir a incerteza. No lugar de utilizar o conhecimento já disponível para desenhar o melhor plano de gestão possível, a gestão adaptativa propõe uma faixa de alternativas de gestão que devem ser testadas e refinadas no tempo por meio de uma comparação cuidadosa dos resultados. O contexto de aplicação dessa abordagem são aqueles recursos que respondem a ações de gestão, porém encontram-se também sujeitos a incertezas dos efeitos dessas ações. Williams (2011) destaca quatro características comuns em exemplos de aplicação da gestão adaptativa:

- i. O sistema sendo gerido é dinâmico e muda no tempo em resposta às condições ambientais e ações de gestão, que também mudam;
- ii. A variação no ambiente é apenas parcialmente previsível e em alguns casos não reconhecível. Tal variação resulta em estocasticidade em processos biológicos e ecológicos associados ao recurso sendo gerido;
- iii. O sistema está sujeito a intervenções de gestão periódicas que mudam no tempo e influenciam o comportamento do sistema de forma direta ou indireta, alterando o seu estado na forma dos estoques (ex.: volume de água armazenado), processos (ex.: fluxos migratórios) e taxas (ex.: mortalidade, migração de contaminantes);
- iv. Uma gestão efetiva é limitada pela incerteza sobre a natureza dos processos naturais e pela influência das ações de gestão sobre os mesmos.

Gregory et al. (2005) apontam tanto para abordagens passivas e ativas de gestão adaptativa. Abordagens passivas envolvem o desenvolvimento de hipóteses sobre o desempenho de um sistema,



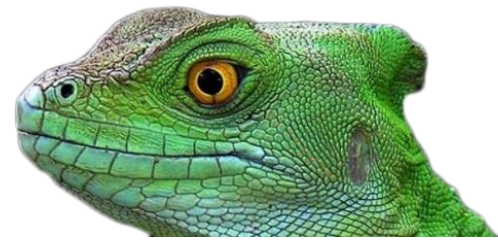
implementação da ação de gestão baseado na melhor informação disponível e cuidadoso monitoramento dos efeitos para testar e refinar a hipótese. Nesse caso, a gestão adaptativa deve ser capaz de antecipar como as ações de gestão devem variar conforme os resultados do experimento. Por outro lado, abordagens ativas envolvem a manipulação planejada do meio físico por meio do teste de uma faixa de ações de gestão alternativas, de forma simultânea ou sequencial. Em ambos os casos, uma abordagem de gestão adaptativa se diferencia de uma abordagem simples de tentativa erro na medida em que aplica a tomada de decisão de forma estruturada, onde a definição de objetivos, alternativas de gestão, previsão das consequências da gestão, reconhecimento de incertezas e monitoramento estão articulados entre si. Essa articulação cria um *feedback loop* entre o aprendizado e a tomada de decisão, que é uma característica marcante da gestão adaptativa. Dessa forma, o aprendizado contribui para a gestão ao dar suporte à tomada de decisão e a gestão contribui para o aprendizado ao monitorar e avaliar as intervenções e permitindo conhecer melhor os processos naturais e os impactos nos mesmos (Williams, 2011). Aplicações diversas de gestão adaptativa incluem operação de reservatórios para mitigar efeitos de mudanças climáticas (Georgakakos et al, 2011), apresentação de novos métodos científicos e ferramentas práticas para avaliação da participação dos usuários no projeto NeWater em Pahl-Wostl (2007) e desenho de contornos institucionais e conexões entre atores políticos legítimos para efetivação da gestão adaptativa em sistemas hídricos na Califórnia em Kallis et al. (2009).

No contexto da atual estiagem e crises hídricas enfrentadas por diversas regiões do Brasil, sendo o estado do Rio Grande do Sul a mais recente, a gestão adaptativa pode ser vista como abordagem capaz de melhorar a capacidade de adaptação do sistemas hídricos geridos, sendo essa capacidade de adaptação definida como o potencial que o sistema tem em se ajustar, alterando suas características e comportamento, para lidar com estressores presentes e futuros. A próxima seção descreve alguns dos principais pontos e caminhos para tornar os sistemas hídricos mais adaptados, a partir de trabalhos diversos de pesquisa, passando por desafios e recomendações à implementação de uma estratégia de gestão adaptativa.

| CAMINHOS PARA ADAPTAÇÃO DOS SISTEMAS HÍDRICOS |

Prepare-se

Existem diversas limitações a serem contornadas para tornar sistemas hídricos mais adaptados. Se a gestão adaptativa for uma abordagem considerada para esse propósito, o ponto focal



é “*aprender a gerir via gestão do aprendido*” (Pahl-vostl, 2007). Nesse contexto, Boesch et al. (2006) destacam os seguintes aspectos: (1) Confie em modelos quantitativos, mas não dependa exclusivamente dos mesmos. Modelos são úteis para prever o comportamento de sistemas complexos, mas só é possível construir confiança no processo de gestão quando ações são tomadas e os resultados dessas ações são comparados com os resultados dos modelos. (2) Monte uma estratégia de monitoramento para resolver as incertezas enfrentadas pela gestão. Esse ponto requer identificar quais os indicadores mais sensíveis e os limiares de resposta (a partir de quando se deve agir). (3) Avalie o sistema de forma periódica, integrada e no momento certo para a tomada de decisão. A avaliação deve ser conduzida observando-se os ciclos de tomada de decisão. (4) Desenvolva e exercite conexões entre as áreas de planejamento, avaliação e tomada de decisão. A construção dessas conexões deve começar pela divulgação de uma visão comum de como a questão adaptativa deve funcionar e quais as expectativas, resultados e incertezas. (5) Amplie a capacidade para gestão adaptativa em todos os níveis: pesquisa, gestão, modelagem e formuladores de políticas. (6) Engaje as partes interessadas. O processo de implementação da gestão adaptativa pode ser dificultado pelo ceticismo dos participantes, que ainda não perceberam a importância do aprendido e tendem a defender seus interesses no processo. Esse engajamento deve ser feito logo no início com estratégias de gestão adaptativa colaborativa (GAC). Light et al. (2013) discute algumas formas inovadoras e flexíveis para estratégias de GAC, como soluções compósitas (criadas a partir de análise transdisciplinar e multiobjectivo) no lugar de “dividir para conquistar (buscar soluções otimizadas para subsistemas individuais como irrigação ou geração hidrelétrica), evitar zonas de instabilidade (soluções com alto risco de falha devido à incerteza) para desenhar políticas mais robustas e até propor políticas de resposta baseadas em conhecimento novo gerado a partir da colaboração entre os participantes.

Faça as contas

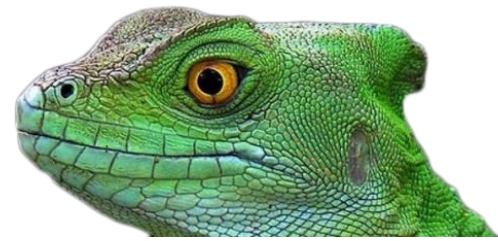
Devemos avaliar as perdas e ganhos (*trade-offs*) associadas à adoção de diferentes estratégias de uso dos recursos naturais (solo, água, planícies de inundação) na bacia a longo prazo. Cada estratégia tem vantagens e benefícios diferentes. Modelos hidroeconômicos têm sido aplicados com sucesso na água de gestão e planejamento de recursos hídricos com o objetivo de avaliar estratégias economicamente otimizadas de alocação de água entre diferentes usuários e cenários (Harou et al., 2009).



Bof (2018) abordou o problema de usos competitivos entre agricultura irrigada e geração hidrelétrica na Bacia do Rio São Marcos (localizada na divisa entre Goiás, Distrito Federal e Minas Gerais). Os trade-offs econômicos entre geração de energia e produção agrícola irrigada foram avaliados a fim de embasar soluções de alocação negociada entre ambos os setores e resolver conflitos pelo uso da água. Os resultados obtidos pela aplicação de um modelo hidroeconômico demonstram que, em condições hídricas favoráveis, o setor de geração hidrelétrica chega a produzir R\$ 443 milhões/ano, o que equivale a 66% da geração de benefício econômico na bacia. A agricultura, por sua vez, contribui com um total de R\$ 224,3 milhões/ano, nas condições mais favoráveis, que equivale a aproximadamente 33% do benefício total da bacia. A alocação da água para a agricultura irrigada produz *trade-offs* para a produção de energia da ordem de R\$ 19 a R\$ 31 milhões anuais, dependendo das condições hidrológicas, porém traz ao sistema valores de mais de R\$ 200 milhões anuais. Com base em dados como estes, o autor conclui que é possível encontrar soluções alternativas mediante a implementação de um sistema de contabilidade hídrica capaz de acompanhar, de forma dinâmica, as variações em (1) fluxos de água, (2) valor econômico da água e (3) demandas agrícolas. Esse sistema seria a base de um instrumento de alocação negociada com compensação econômica, onde usuários econômicos de grande escala ajustam seus usos e pagam conforme o uso, o valor e a solução de alocação editada.

Em Mattiuzi et al. (2019), foram calculados os custos econômicos da escassez hídrica para a produção agrícola de arroz e soja na bacia do Rio Santa Maria (RS) com o objetivo de avaliar estratégias de alocação da água e de uso conjunto de água superficial e subterrânea capazes de reduzir esses custos em eventos de estiagem. Os resultados do modelo hidroeconômico empregado indicam que realocação de água entre usuários e culturas irrigadas de arroz e soja é capaz de reduzir a escassez de água e o custo da escassez sem gerar déficit hídrico para os usuários a jusante. Para um período de 15 anos, os valores alcançam 41 milhões de m³ em redução de escassez hídrica, o que corresponde a um total de R\$ 252 milhões em redução de custos comparado a um cenário sem implantação de medidas de realocação (13% de redução). Os resultados também apontam que, quando as estratégias de realocação são empregadas de forma integrada com o uso conjunto de água superficial e subterrânea, a redução da escassez hídrica é ainda maior. Neste cenário, a redução de custos alcança 98%, o que equivale a uma redução de custos de 2 bilhões para 34 milhões em 15 anos de projeção.

Avaliações como as apresentadas são a base para a determinação de critérios que irão nortear a aplicação dos instrumentos de gestão da água e do território, permitindo a sua exploração a curto e longo prazo com redução de conflitos com outros usuários e o meio ambiente. Essa recomendação é dirigida aos comitês de bacia hidrográfica e órgãos gestores.



Olhe para o futuro

Devemos avaliar alternativas diversificadas de abastecimento de água a longo prazo, considerando o risco, o custo e os impactos ambientais de cada alternativa. A meta aqui é produzir e gerenciar um portfólio de alternativas que seja robusto, econômico e financeiramente viável a longo prazo.

A seca de 1988-1992 na Califórnia trouxe profundos impactos generalizados para as áreas urbanas, com cortes obrigatórios de 20 a 30% (Lund et al., 2018). Após a seca de 1988-1992, as cidades individualmente, regionalmente e com apoio estatal instituíram ações como, medidas de conservação de água mais eficazes e permanentes, redes de abastecimento regionais, projetos de armazenamento de água, armazenamento de águas subterrâneas, reutilização de águas residuais, acordos de mercado de água e planos de contingência. Ações como estas possibilitaram enfrentar o severo período de estiagem de 2012 a 2016 com reduzidos impactos econômicos. As perdas econômicas totais foram da ordem de \$ 10 bilhões em 5 anos, o que representa menos que 0,09% da geração de \$ 2,3 trilhões/ano do estado.

No Brasil, a redução nas perdas na distribuição de água, cujo índice se aproxima dos 38%, para 15% desejáveis em um sistema considerado eficiente, poderia produzir até 1,84 bilhões m³ adicionais, evitando ainda uma perda financeira de R\$ 10 bilhões/ano (Trata Brasil, 2018). Por outro lado, diversos municípios lidam com pressões econômicas para expansão urbana em áreas de mananciais de produção de água, com risco de comprometer as (já limitadas) opções futuras.

Em Fraga et al (2017), os autores mostram que o planejamento da expansão de sistemas de abastecimento de água pode ser aprimorado integrando decisões de longo prazo (investimentos na expansão) com decisões de curto prazo (qual fonte usar, quando e quanto) evitando perda de ativos da empresa de abastecimento, subutilização da infraestrutura ou ainda limitação no atendimento por falta de capacidade instalada. Quando estratégias de redução de perdas no sistema são acrescentadas ao planejamento, os resultados apontam que a necessidade de expansão da infraestrutura de abastecimento pode ser atenuada, contribuindo para o aumento da confiabilidade do sistema e redução de custos. Para o sistema modelado Alvorada-Viamão, localizado na região metropolitana de Porto Alegre (RS), a implementação de um programa que reduza as perdas pela metade geraria uma economia líquida de 2,7% em relação aos custos anuais totais do sistema e aumentaria a confiabilidade do abastecimento de 87% para 95%.

A principal pergunta que essa análise deve responder é: quais decisões de investimentos em expansão da infraestrutura estão sendo tomadas hoje, e como irão impactar as fontes de produção



de água no município nos próximos 20 anos? Essa recomendação é dirigida aos governos municipais e às empresas de saneamento e abastecimento de água.

Antes de montar o quebra-cabeça, reúna todas as peças

Devemos analisar de forma integrada soluções de gestão e engenharia. Soluções que visam a expansão da infraestrutura, entre elas as transposições de bacia, certamente irão se tornar mais comuns no rol de alternativas para abastecimento urbano. Se por um lado essas soluções ampliam a oferta hídrica na bacia receptora, por outro integram duas regiões de demanda, com desdobramentos futuros econômicos, sociais e ambientais.

O estudo de Dalcin & Marques (2020) mostra os benefícios econômicos da integração de instrumentos de gestão voltados para a alocação da água (outorga), qualidade (enquadramento) e cobrança pelo uso da água e seus reflexos em investimentos em infraestrutura hídrica e saneamento. O trabalho permite identificar estratégias economicamente mais eficientes para emissão de novas outorgas no futuro (quem, em que quantidade e onde na bacia, bem como permite determinar metas de enquadramento e diretrizes para aplicação de cobrança pelo uso da água compatíveis com a estratégia delineada (seguindo projeções econômicas e preferências pelo uso da água). Para a bacia de estudo do Rio dos Sinos (RS), os resultados do modelo desenvolvido apontam que a visão integrada permite alcançar uma redução de 6% em gastos com infraestrutura de saneamento, comparando-se com a implementação não integrada (situação atual). Além disso, o modelo aponta que quando as externalidades do uso da água (poluição) são consideradas na avaliação, restringir outorgas (conservação da água) em determinadas regiões pode ser uma solução economicamente mais eficiente do que tratar a poluição gerada (internalização dos custos). Ou seja, os gastos com tratamento de esgotos necessário para o atingimento de metas de enquadramento podem não justificar os benefícios econômicos de um determinado uso da água. Nesses casos, o aumento da oferta hídrica deve ser sempre analisado integradamente para que a sua implementação seja coerente e eficaz.

Todas as soluções envolvendo desde a aplicação de instrumentos de gestão e investimentos em infraestrutura devem ser tratadas sob uma abordagem mais ampla que apenas gestão da oferta, integrando de forma efetiva o planejamento do uso do solo e da água em bacias e municípios diferentes. Essa recomendação é dirigida aos governos municipais e estaduais (secretarias de obras, desenvolvimento e infraestrutura), órgãos gestores e às empresas de saneamento e abastecimento de água.



Meio Ambiente não é problema, é solução

Uma perspectiva ecológico-econômica está se consolidando na área da gestão dos recursos hídricos na forma das chamadas Soluções baseadas na Natureza (SbN) – estratégias que usam ou imitam processos naturais, pouco onerosas se comparadas às estratégias convencionais. O conceito de SbN está sendo forjado de forma a unificar abordagens técnicas e de gestão de longa data já conhecidas: práticas sustentáveis na drenagem urbana e rural, conservação de solo e água na agricultura, proteção de margens de rios com vegetação ripária, usos diversos de áreas úmidas naturais ou construídas, ordenamento territorial sensível às inundações, etc. A percepção é que essas abordagens técnicas e de gestão podem ser vistas como provedoras de serviços ambientais de regulação da disponibilidade hídrica, da qualidade da água, de eventos extremos e de suporte à qualidade ambiental. Em se tratando de gestão da disponibilidade de água, tendo em vista a prevenção de crises, as SbN essencialmente exploram dois imensos reservatórios naturais: o solo e as áreas úmidas. Nesse caso, as SbN basicamente objetivam ampliar o processo de infiltração ou, no caso de áreas úmidas, sua retenção superficial. Em face às pressões sobre os recursos hídricos prognosticadas para o futuro, tais como mudança climática e crescimento populacionais, as SbN têm o potencial de trazer a sistemas hídricos vulneráveis às crises um ganho incremental de capacidade e resiliência, assim como fôlego suficiente postergar expansões onerosas como as transposições de bacias. Mesmo que o foco seja aumentar a disponibilidade hídrica, as SbN contribuem ainda para melhorar a qualidade da água, e dar suporte à qualidade ambiental e, com um arranjo adequado, a oferecer oportunidades de novas ocupações e fontes de renda. Espera-se que as SbN, quando bem implantadas, exerçam um amplo leque de externalidades positivas, tanto no âmbito dos próprios sistemas hídricos quanto em outras esferas de ação, como a conservação da biodiversidade e criação de oportunidades de trabalho. Assim, um desafio metodológico para a implantação de SbN em bacias hidrográficas consiste na otimização das ações no espaço territorial. Nesse sentido, Possantti et al (2018) apresentam uma proposta metodológica baseada em sistema de informação geográfica para o mapeamento e hierarquização de áreas aptas para a restauração de áreas úmidas. Finalmente, essa recomendação é dirigida aos governos municipais e estaduais (secretarias de meio ambiente, obras, desenvolvimento e infraestrutura) uma vez que são soluções que devem ser integradas às demais soluções estruturais já em uso.

Adote salvaguardas

Em vista dos riscos e suas consequências para as pessoas, sistemas hídricos precisam, mais do que nunca, ser operados com salvaguardas (*hedging*). Essa operação deve ser embasada por



programas de monitoramento de cheias e estiagem e os programas devem conter um conjunto de índices de monitoramento e critérios de disparo de medidas de resposta, permitindo que ações sejam tomadas em função das condições do sistema e dos custos econômicos da estiagem e dos danos das cheias, minimizando o risco de colapso e grandes perdas, incluindo vidas das pessoas. Schefer (2016), explorou a aplicação de uma estratégia de *hedging* no sistema Cantareira (São Paulo) onde reduções prévias no abastecimento foram efetuadas de modo a criar uma salvaguarda (aumento no volume armazenado) e reduzir a probabilidade de um racionamento severo no futuro. O custo da escassez da água foi calculado sob diferentes estratégias de operação e com a verificação de outros critérios de desempenho. Os resultados mostraram que a estratégia reduziu os custos da escassez da água, tornando o sistema de reservatórios menos suscetível a déficits de grandes magnitudes. Essas ações podem ser ainda mais efetivas se for buscada a coordenação operacional dos sistemas hídricos (operação integrada de sistemas de reservatórios e transposições). Essa recomendação é dirigida aos órgãos gestores (nacional e estaduais) e outras instituições e órgãos envolvidos com a operação de elementos de infraestrutura hídrica.

Pesquisar é preciso

Isso significa melhorar o conhecimento sobre as demandas, econômicas e ambientais. Grande parte da água considerada como demanda hídrica não é um requerimento fixo essencial à vida humana. Diversos usos econômicos da água dependem de escolhas feitas pelos usuários e essas escolhas mudam de acordo com o seu valor econômico e intervenções que alteram a sua disponibilidade. Dessa forma, o avanço e aprimoramento de técnicas de valoração econômica da água são essenciais para gerir os sistemas hídricos de forma dinâmica, eficaz e transparente.

Frente às externalidades decorrentes do uso econômico da água (poluição, perda da biodiversidade, entre outros), fez crescer a necessidade de melhorar a qualidade dos corpos hídricos, bem como compreender os ecossistemas e os benefícios da sua preservação. É esperado que a representação ambiental em modelos seja cada vez mais explorada, seja através da representação física de vazões ambientais ou técnicas de valoração sócio econômicas, de maneira que os benefícios dos usos ambientais não sejam viesados por usos consuntivos. Essa recomendação é dirigida aos órgãos gestores (nacional e estaduais), universidades e centros de pesquisa.



| CONCLUSÕES |

Pouco tem se discutido sobre a gestão do risco. As crises recentes têm nos mostrado que ainda não aprendemos com o passado e que decisões de investimento, ocupação do solo e proteção ambiental ainda seguem sem visão de futuro. A situação de alta vulnerabilidade em que diversos sistemas hídricos brasileiros se encontram, somadas às limitações e falta de planejamento, seguramente irão potencializaras perdas nas próximas crises.

Em vista das características dos sistemas e do arcabouço legal e institucional que temos no país, concluímos que é possível encontrar caminhos de adaptação, sendo alguns deles destacados como recomendações nesse artigo. Esses caminhos passam pela combinação do conhecimento sobre estratégias de gestão adaptativa, *trade-offs*, diversificação, visão de futuro, integração dos sistemas, soluções baseadas na natureza, pesquisa e criação de salvaguardas. Entretanto, a busca desses caminhos requer uma mudança fundamental em nossa forma de entender os problemas e planejar.

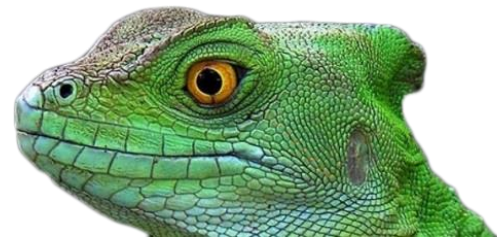
É necessário abandonarmos a percepção de que eventos hidrológicos críticos são os principais elementos das crises, e nos concentrarmos na busca de soluções que irão tornar os sistemas hídricos mais adaptados para esses eventos críticos ao longo prazo. Enquanto a gestão do risco não for tratada de forma direta, e a forma de pensar e resolver os problemas não mudar para uma visão de longo prazo, nos restará gerir as crises e repetir o ciclo de perdas a cada nova estiagem ou cheia.

| REFERÊNCIAS |

- ANA. (2015). *Encarte especial sobre a crise hídrica*. Brasília, DF. Retrieved from <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/crisehidrica2014.pdf>
- ANA. (2017). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno*. Brasília. <https://doi.org/10.5700/rausp1110>
- ANA. (2020). SAR - Sistema de acompanhamento de reservatórios. Retrieved from <https://www.ana.gov.br/sar/>
- Becker, L. (2020). Chega a 275 número de municípios gaúchos com decreto de emergência por conta da estiagem: Cidades com decreto reconhecido pela União atingem marca de 154. Retrieved April 15, 2020, from <https://gauchazh.clicrbs.com.br/geral/noticia/2020/04/chega-a-275-numero-de-municipios-gauchos-com-decreto-de-emergencia-por-conta-da-estiagem-ck8z6frlh02rj01ntr7bhslb5.html>
- Bof, P. H. (2018). *Uma proposta de instrumento de alocação negociada na bacia do rio São Marcos baseada no valor econômico da água*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.



- Castro, C. M. de S. N. (2019). *Emprego de indicadores e índices de sustentabilidade na avaliação de medidas emergenciais de gestão da água: caso da bacia do Rio Descoberto, DF*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10183/194913>
- Dalcin, A. P., & Marques, G. F. (2020). Integrating water management instruments to reconcile a hydro-economic water allocation strategy with other water preferences. *Water Resources Research*, e2019WR025558. <https://doi.org/10.1029/2019WR025558>
- Embrapa. (2020). Estiagem desafia experiência do produtor no RS. Retrieved from <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/49411777/estiagem-desafia-experiencia-do-produtor-no-rs>
- Fedrizzi, N. V. (2018). *Caminhos para o enfrentamento de crises hídricas: estudo de caso do Sistema Descoberto, Distrito Federal*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10183/196366>
- Fraga, C. C. S., Medellín-Azuara, J., & Marques, G. F. (2017). Planning for infrastructure capacity expansion of urban water supply portfolios with an integrated simulation-optimization approach. *Sustainable Cities and Society*, 29, 247–256. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.11.003>
- Harou, J. J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D. E., Medellín-Azuara, J., Lund, J. R., & Howitt, R. E. (2009). Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology*, 375(3–4), 627–643. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.037>
- Lund, J., Medellín-Azuara, J., Durand, J., & Stone, K. (2018). Lessons from California's 2012–2016 Drought. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 144(10), 04018067. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000984](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000984)
- Mattiuzi, C. D. P., Marques, G. F., & Medellín-Azuara, J. (2019). Reassessing Water Allocation Strategies and Conjunctive Use to Reduce Water Scarcity and Scarcity Costs for Irrigated Agriculture in Southern Brazil. *Water*, 11(6), 1140. <https://doi.org/10.3390/w11061140>
- Rodrigues, C., & Villela, F. N. J. (2015). Disponibilidade e escassez de água na Grande São Paulo. Elementos-chave para se compreender a origem da atual crise de abastecimento. *GEOUSP: Espaço e Tempo (Online)*, 19(3), 399. <https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2015.111496>
- Schefer, J. (2016). *Técnicas de hedging para operação de reservatórios buscando minimizar perdas econômicas*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Trata Brasil. (2018). *Perdas de água 2018 (SNIS 2016): desafios para disponibilidade hídrica e avanço da eficiência do saneamento básico*. Trata Brasil, Go associados (Vol. 2018). São Paulo. Retrieved from <http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/perdas-2018/estudo-completo.pdf>
- Byron K. Williams. 2011. Adaptive management of natural resources - framework and issues. *Journal of Environmental Management* 92 (2011) p. 1346-1353
- Beverton, R.J.H., Holt, S.J., 1957. On the Dynamics of Exploited Fish Populations. Her Majesty's Stationery Office, London.
- Gregory, R.; Failing, L.; Higgins, P. Adaptive management and environmental decision making: A case study application to water use planning. *Ecological Economics* 58 (2006) 434–447
- Georgakakos, A.P.; Yao, H.; Kistenmacher, M.; Georgakakos, K.P.; Graham, N.E.; Cheng, F.-Y.; Spencer, C.; Shamir, E. 2011. Value of adaptive water resources management in Northern California under climatic variability and change: Reservoir management. *Journal of Hydrology* 412–413 (2012) 34–46
- Pahl-Wostl, C. 2007. Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. *Water Resour Manage* (2007) 21:49–62



- Kallis, G.; Kiparsky, M.; Norgaard, R. 2009. Collaborative governance and adaptive management: Lessons from California's CALFED Water Program. *Environmental science & policy* 12 (2009) 631-643
- Boesch, D.F.; Manley, P.N.; Melis, T.S. 2006. The Future of Water Resources Adaptive Management: Challenges and Overcoming Them. *Water Resources IMPACT*, Vol. 8, No. 3, Adaptive Management of Water Resources (May 2006), pp. 21-23
- Light, S.; Medema, W.; Adamowski, J. 2013. Exploring Collaborative Adaptive Management of Water Resources. *Journal of Sustainable Development*; Vol. 6, No. 3; 2013
- Possanti, I; Marques, G. Uma proposta metodológica para identificar a distribuição e extensão de locais aptos para a restauração de Áreas Úmidas com enfoque nos serviços ecossistêmicos associados à segurança hídrica. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁREAS ÚMIDAS, 1, 2018, Brasília. Anais. Brasília, 2018.