



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

**LETÍCIA LACERDA FREIRE**

**VARIAÇÃO SAZONAL E INTERANUAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIOS  
DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

**FORTALEZA**  
**2020**

LETÍCIA LACERDA FREIRE

VARIAÇÃO SAZONAL E INTERANUAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIOS DO  
SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.  
Coorientador: Prof. Dr. Alexandre Cunha Costa

FORTALEZA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

F933v Freire, Leticia Lacerda.  
VARIÇÃO SAZONAL E INTERANUAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIOS DO SEMIÁRIDO  
BRASILEIRO / Leticia Lacerda Freire. – 2020.  
160 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2020.

Orientação: Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto.

Coorientação: Prof. Dr. Alexandre Cunha Costa.

1. Rios Intermitentes. 2. Poluição da Água. 3. Secas. 4. Sazonalidade. 5. Interanualidade. I. Título.  
CDD 628

---

LETÍCIA LACERDA FREIRE

VARIAÇÃO SAZONAL E INTERANUAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIOS DO  
SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento ambiental.

Aprovada em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Alexandre Cunha Costa (Coorientador)  
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB)

---

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes  
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por em todo o percurso ter me acompanhado e fortalecido.

Aos meus familiares.

Ao professor Dr. Iran Eduardo Lima Neto pelos ensinamentos, excelente orientação e agilidade durante os trabalhos.

Aos professores e demais profissionais do programa de Mestrado em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará.

Ao professor Dr. Alexandre Cunha Costa pelas contribuições ao trabalho e coorientação.

Ao professor Dr. Harry Edmar Schulz pelos ensinamentos de Mecânica dos Fluidos Ambiental.

Aos professores participantes da banca examinadora – José Araújo da Silva e Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes, além do orientador e coorientador, já mencionados pelo tempo dedicado à correção e importantes colaborações.

À SEMACE por conceder os dados de monitoramento da qualidade dos rios cearenses, eles foram fundamentais para a realização da pesquisa.

Aos amigos e colegas pelo apoio, reflexões, críticas e sugestões recebidas.

“Os rios que eu encontro  
vão seguindo comigo.  
Rios são de água pouca,  
em que a água sempre está por um fio.  
Cortados no verão  
que faz secar todos os rios.  
Rios todos com nome  
e que abraço como a amigos.  
Uns com nome de gente,  
outros com nome de bicho,  
uns com nome de santo,  
muitos só com apelido.  
Mas todos como a gente  
que por aqui tenho visto:  
a gente cuja vida  
se interrompe quando os rios.”

João Cabral de Melo Neto

## RESUMO

Os rios do semiárido são naturalmente intermitentes e temporários, mas geralmente perenizados por obras hidráulicas. Esses cursos de água despertam grande interesse da comunidade científica por apresentarem processos diferenciados dos rios perenes e terem representatividade em relação à totalidade dos cursos hídricos mundiais, os quais sofrem grande pressão antrópica e tendência à aridização e intermitência em razão das mudanças climáticas. O presente trabalho investigou os principais achados na literatura para regiões hidrográficas inseridas no semiárido brasileiro, bem como apresentou contribuições científicas sobre a dinâmica de variação interanual e sazonal da qualidade físico-química e microbiológica destes mananciais. Foram investigadas as diferenças estatísticas interanuais (2013 a 2018) e sazonais da qualidade da água por meio do teste de Kruskal-Wallis (intervalo de confiança de 95%), verificada também a normalidade dos dados por teste de Shapiro-Wilk (intervalo de confiança 95%) e outliers pelo método do intervalo interquartil. Avaliou-se as tendências de variação sazonal (seco e chuvoso) e comparou-se as variáveis de qualidade (pH, cor, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, amônia, nitrato, nitrito sólidos dissolvidos, clorofila *a* e coliformes totais termotolerantes) aos padrões de enquadramento nacional para classe II em trechos monitorados de 11 bacias hidrográficas do semiárido brasileiro, no estado do Ceará. Os rios que correm pelas áreas urbanas apresentaram os valores mais destoantes para os parâmetros de classe II de qualidade da água, principalmente devido à descarga de efluentes sanitários. Um período seco mais severo atingiu as bacias hidrográficas entre 2013 e 2017. Houve um aumento de pH na estação seca, de cor (verdadeira) na estação chuvosa após período seco, de turbidez na estação chuvosa dos anos mais chuvosos, de DBO e fósforo total nos anos mais secos, de nitrogênio inorgânico na estação chuvosa e clorofila *a* na estação seca dos anos mais úmidos após período seco prolongado. A variabilidade interanual da qualidade da água do rio foi mais relevante do que a sazonal para as bacias hidrográficas, provavelmente devido à descarga contínua de efluentes ao longo das estações que prejudicaram os efeitos hidrológicos sazonais e a combinação de um prolongado conjunto de anos de seca que impulsionaram regimes de fluxo bastante variáveis.

**Palavras-chave:** Rios intermitentes. Poluição da água. Secas. Sazonalidade. Interanualidade.

## ABSTRACT

The rivers in the semi-arid are intermittent and temporary, but perennialized by hydraulic works. These water courses arouse great interest from the scientific community because they present differentiated processes from the perennial rivers and have considerable representativeness over the total world's total rivers, which suffer great anthropic pressure and tendency to aridization and intermittence due to climate changes. The present work investigated the main findings in the literature for watersheds inserted in the Brazilian semiarid, as well as presented scientific contributions on the dynamics of interannual and seasonal variation in the physical-chemical and microbiological quality of these sources. The interannual (2013 to 2018) and seasonal differences in water quality were investigated using the Kruskal-Wallis test (confidence interval 95%), also checking the normality of the data using the Shapiro-Wilk test (confidence interval 95%) and outliers using the interquartile range method. Trends in seasonal variation (dry and rainy) were evaluated and quality variables (pH, color, biochemistry oxygen demand, total phosphorus, ammonia, nitrate, dissolved solid nitrite, chlorophyll-a and total thermotolerant coliforms) were compared to standards of national classification for class II in monitored stretches of 11 hydrographic basins in the Brazilian semiarid region, in the state of Ceará. The rivers that flow through urban areas showed the worst water quality standards, mainly due to the discharge of sanitary effluents. A drought hit the watersheds between 2013 and 2017. We found out an increase of pH in the dry season, of colour (true) in the rainy season after the drought, of turbidity in the rainy season of wetter years, of BOD and total phosphorus in the drier years, of inorganic nitrogen in the rainy season, and of chlorophyll-a in the dry season of wetter years after the drought. The interannual variability of the river water quality was much more relevant than the seasonal one for the watersheds, probably due to both the continuous discharge of effluents throughout the seasons that undermined the seasonal hydrological effects and the combination of a prolonged drought and moist years that drove rather different streamflow regimes.

**Keywords:** Intermittent rivers. Water pollution. Drought. Seasonality. Interannuality.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Espelhos d'água do Ceará .....	43
Figura 2 - Rede hidrológica do Ceará: rios e reservatórios monitorados .....	43
Figura 3 - Resultado de busca sistemática para os principais cursos da bacia hidrográfica do Acaraú.....	45
Figura 4 - Resultados da busca sistemática para os rios das bacias hidrográficas do Jaguaribe .....	48
Figura 5 - Resultados para a busca sistemática nas bacias hidrográficas metropolitanas .....	52
Figura 6 - Resultados para a busca sistemática na bacia hidrográfica do Salgado.....	54
Figura 7 - Distribuição espacial dos pontos monitorados.....	60
Figura 8 - Aplicação do teste de normalidade de Shapiro-Wilk no software R .....	63
Figura 9 - Aplicação do teste comparativo entre grupos de Kruskal-Wallis no software R .....	65
Figura 10 - Método do intervalo interquartil para a verificação de outliers.....	66
Figura 11 - Distribuição de chuvas mensal e anual na bacia hidrográfica do Acaraú (2013 - 2018).....	68
Figura 12 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe.....	69
Figura 13 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Baixo Jaguaribe.....	69
Figura 14 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Banabuiú .	69
Figura 15 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Coreaú .....	70
Figura 16 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Curu .....	70
Figura 17 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Litoral .....	70
Figura 18 - Distribuição da precipitação na bacia hidrográfica do Médio Jaguaribe.....	71
Figura 19 - Distribuição da precipitação na bacia hidrográfica do Médio Jaguaribe.....	71
Figura 20 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica dos Sertões de	

Crateús .....	71
Figura 21 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Salgado ....	72
Figura 22 - Precipitação anual nas bacias hidrográficas (2013 - 2018).....	73
Figura 23 - SPI para as bacias hidrográficas em estudo (1988 a 2018).....	75
Figura 24 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Acaraú (2010 - 2018).....	76
Figura 25 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe (2010 - 2018).....	76
Figura 26 - Trechos perenizados do Banabuiú (2010 - 2018) .....	77
Figura 27 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Coreaú (2010 - 2018) .....	77
Figura 28 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Curu (2010 – 2018) .....	77
Figura 29 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Litoral (2010 – 2018) .....	78
Figura 30- Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Médio Jaguaribe (2010 - 2018) .....	78
Figura 31 - Trechos perenizados nas bacias hidrográficas Metropolitanas (2010 – 2018) .....	78
Figura 32 - Trecho perenizado na bacia hidrográfica do Salgado (2010 - 2018) .....	79
Figura 33 - Valores de pH segundo agrupamento sazonal por bacia hidrográfica e indicativo de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos.....	83
Figura 34 - Valores de pH segundo agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos.....	83
Figura 35 - Valores de turbidez segundo agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos.....	85
Figura 36 - Variação de Turbidez segundo agrupamento interanual e indicativo de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos.....	86
Figura 37 - Valores de cor verdadeira para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos.....	87
Figura 38 - Valores de cor verdadeira para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas significativas (valor de p) entre os grupos .....	88
Figura 39 - Valores de DBO para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças	

estatísticas (valor de p) entre os grupos .....	90
Figura 40 - Valores de DBO para o agrupamento interanual e indicativo de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos .....	90
Figura 41 - Trecho do rio com forte influência urbana pelo adensamento populacional nas áreas adjacentes, em período seco e chuvoso .....	91
Figura 42 - Valores de fósforo total para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos .....	94
Figura 43 - Valores de fósforo total para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas significativas (valor de p) entre os grupos .....	94
Figura 44 - Valores de nitrogênio inorgânico total para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas significativas (valor de p) entre os grupos .....	97
Figura 45 - Valores de nitrogênio inorgânico total para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas entre os grupos .....	98
Figura 46 - Valores de clorofila <i>a</i> para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos .....	100
Figura 47 - Valores de clorofila <i>a</i> para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos .....	101
Figura 48 - Valores de sólidos totais para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos .....	103
Figura 49 - Valores de sólidos totais para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos .....	104
Figura 50 - Valores de coliformes totais termotolerantes para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos .....	105
Figura 51 - Valores de coliformes totais termotolerantes e indicativos de diferenças estatísticas significativas (valor de p) entre os grupos .....	106
Figura 52 - Variações espaciais do IET nas bacias hidrográficas do rio Jaguaribe .....	112
Figura 53 - Imagem de satélite do local de monitoramento AJ4 .....	113
Figura 54 - Imagem de satélite do local de monitoramento AJ5 .....	113

Figura 55 - Variações espaciais do IET nas bacias hidrográficas AC, CO, CR, LT e SC..... 114

Figura 56 - Variações do IET nas bacias hidrográficas metropolitanas..... 115

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantitativo de dados por trecho monitorado e por agrupamento .....	66
Tabela 2 - Limites indicados pelo CONAMA utilizados como referência na pesquisa .....	67
Tabela 3 - Percentuais de dados que se adequam ao enquadramento estabelecido para classe II pela Resolução CONAMA 357/2005 .....	80
Tabela 4 - Percentuais de grupos com distribuição normal .....	81
Tabela 5 - Percentuais de grupos com diferenças estatísticas significativas no teste de Kruskal-Wallis .....	81

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Níveis de classificação de Rosgen para estudos morfológicos de rios .....	25
Quadro 2 - Processos gerais que regulam a qualidade da água nos rios.....	27
Quadro 3 - Fatores influentes na cor das águas.....	30
Quadro 4 - Processos chave para o entendimento da ciclagem de fósforo em rios.....	32
Quadro 5 - Limites de qualidade indicados segundo os padrões de qualidade brasileiros, para variáveis específicas .....	39
Quadro 6 - Principais rios e suas respectivas regiões hidrográficas.....	44
Quadro 7 - Principais contribuições da busca sistemática para a bacia hidrográfica do Jaguaribe.....	48
Quadro 8 - Principais contribuições da busca sistemática para as bacias hidrográficas metropolitanas.....	52
Quadro 9 - Principais contribuições da busca sistemática para a bacia hidrográfica do Salgado.....	54
Quadro 10 - Classificação dos corpos aquáticos segundo IET.....	110

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>AC</b>	<b>Acaraú</b>
<b>AJ</b>	Alto Jaguaribe
<b>AMT</b>	Amônia Total
<b>ANA</b>	Agência Nacional das Águas
<b>ANAMMOX</b>	Anaerobic Ammonium Oxidation
<b>BJ</b>	Baixo Jaguaribe
<b>BN</b>	Banabuiú
<b>CBH</b>	Comitê de Bacias Hidrográficas
<b>Cla</b>	Clorofila <i>a</i>
<b>CO</b>	Coreaú
<b>COGERH</b>	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional de Meio Ambiente
<b>CR</b>	Curu
<b>CT</b>	Coliformes Totais
<b>CTT</b>	Coliformes Termotolerantes
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>FUNCEME</b>	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
<b>GWP</b>	Global Water Partneship
<b>IBGE</b>	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

<b>IET</b>	Índice de Estado Trófico
<b>IQA</b>	Índice de Qualidade das Águas
<b>LT</b>	Litoral
<b>MJ</b>	Médio Jaguaribe
<b>MT</b>	Metropolitanas
<b>NIT</b>	Nitrogênio Inorgânico Total
<b>OD</b>	Oxigênio dissolvido
<b>OD</b>	Oxigênio dissolvido
<b>pH</b>	Potencial hidrogeniônico
<b>PT</b>	Fósforo Total
<b>Q<sub>90</sub></b>	Vazão de permanência em 90% do tempo
<b>SC</b>	Sertões de Crateús
<b>SEMACE</b>	Superintendência Estadual de Meio Ambiente
<b>SL</b>	Salgado
<b>SPI</b>	Standardized Precipitation Index
<b>SRH</b>	Secretaria de Recursos Hídricos
<b>ST</b>	Sólidos Totais
<b>STD</b>	Sólidos Totais Dissolvidos
<b>ZCIT</b>	Zona de Convergência Intertropical



## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>20</b>
<b>2.</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>23</b>
<b>2.1</b>	<b><i>Objetivo geral.....</i></b>	<b>23</b>
<b>2.2</b>	<b><i>Objetivos específicos.....</i></b>	<b>23</b>
<b>3.</b>	<b>ELEMENTOS CONCEITUAIS SOBRE O ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS .....</b>	<b>24</b>
<b>3.1</b>	<b><i>Os rios e suas características.....</i></b>	<b>24</b>
<b>3.2</b>	<b><i>Qualidade da água de rios.....</i></b>	<b>26</b>
<b>3.2.1</b>	<b>pH em rios .....</b>	<b>28</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Turbidez em rios .....</b>	<b>29</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Cor das águas .....</b>	<b>29</b>
<b>3.2.4</b>	<b>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) .....</b>	<b>30</b>
<b>3.2.5</b>	<b>Frações de fósforo em rios .....</b>	<b>31</b>
<b>3.2.6</b>	<b>Frações de nitrogênio em rios.....</b>	<b>33</b>
<b>3.2.7</b>	<b>Clorofila a .....</b>	<b>35</b>
<b>3.2.8</b>	<b>Frações de sólidos .....</b>	<b>36</b>
<b>3.2.9</b>	<b>Coliformes termotolerantes .....</b>	<b>36</b>
<b>3.3</b>	<b><i>Enquadramento das águas e padrões de qualidade nacionais .....</i></b>	<b>37</b>
<b>4.</b>	<b>A QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS RIOS CEARENSES - <i>UMA REVISÃO</i>.....</b>	<b>40</b>
<b>4.1</b>	<b><i>Introdução.....</i></b>	<b>40</b>
<b>4.2</b>	<b><i>Método.....</i></b>	<b>42</b>
<b>4.3</b>	<b><i>Resultados e Discussão.....</i></b>	<b>44</b>
<b>4.3.1</b>	<b>Bacia hidrográfica do Acaraú.....</b>	<b>44</b>

4.3.2	Bacia hidrográfica do Banabuiú .....	46
4.3.3	Bacia hidrográfica do rio Coreaú.....	47
4.3.4	Bacias hidrográficas do rio Jaguaribe .....	47
4.3.5	Bacia hidrográfica do Curu .....	50
4.3.6	Bacia hidrográfica do Litoral .....	51
4.3.7	Bacias hidrográficas Metropolitanas .....	52
4.3.8	Bacia hidrográfica do Salgado.....	53
4.3.9	Bacias hidrográficas dos Sertões de Crateús e da Serra da Ibiapaba .....	55
4.4	<i>Conclusão</i> .....	56
5	<b>VARIAÇÃO SAZONAL E INTERANUAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.....</b>	<b>57</b>
5.1	<i>Introdução</i> .....	57
5.2	<i>Metodologia</i> .....	58
5.2.1	Obtenção de dados e local de abrangência da pesquisa .....	58
5.2.2	Variação de precipitação sazonal e interanual.....	60
5.2.3	Agrupamento interanual e sazonal dos dados de qualidade das águas .....	61
5.2.4	Avaliação de classificação da qualidade da água .....	67
5.3	<i>Resultados e discussão</i> .....	67
5.3.1	Interanualidade e sazonalidade de precipitação e seus efeitos hidrológicos em bacias hidrográficas do semiárido brasileiro (2013 a 2018).....	67
5.3.2	Qualidade da água .....	79
5.4	<i>Conclusão</i> .....	107
6.	<b>AVALIAÇÃO ESPACIAL DO IET EM RIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO</b>	<b>109</b>
6.1	<i>Introdução</i> .....	109

<b>6.2</b>	<b><i>Material e Métodos</i></b> .....	<b>110</b>
<b>6.3</b>	<b><i>Resultados e discussão</i></b> .....	<b>111</b>
<b>6.4</b>	<b><i>Conclusão</i></b> .....	<b>115</b>
<b>7.</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	<b>116</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>118</b>
	<b>ANEXO I – Controle de processo SEMACE para liberação dos dados utilizados na pesquisa</b> .....	<b>154</b>
	<b>APÊNCIDE I – Descrição dos locais de monitoramento quanto à localização</b> .....	<b>155</b>
	<b>APÊNDICE II – Coordenadas (UTM) dos pontos de monitoramento</b> .....	<b>159</b>

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A qualidade da água dos rios está relacionada com as ocorrências na bacia hidrográfica, sejam naturais ou antrópicas (BEST, 2018; CHENG *et al.*, 2018). Regiões semiáridas apresentam particularidades quanto à dinâmica hídrica durante o ano. Em termos de classificação mundial, os rios do semiárido são os que possuem índices de continuidade mais baixos, devido à interrupção da conectividade entre montante e jusante, entre o curso do rio e a planície de inundação e/ou áreas ribeirinhas adjacentes, a descontinuidade vertical às águas subterrâneas e a descontinuidade temporal pela influência da sazonalidade. Logo, os trechos intermitentes e temporários podem ser denominados como descontínuos (GRILL *et al.*, 2019). Tais cursos têm despertado interesse da comunidade científica na busca de um melhor entendimento dos processos hidrodinâmicos, ecológicos e biogeoquímicos, tendo em vista que estes correspondem a uma parcela substancial e crescente da rede hidrológica fluvial global (atualmente > 50%), em virtude do aumento progressivo na demanda pelo uso da água e das mudanças climáticas (SHUMILOVA *et al.*, 2018; DATRY *et al.*, 2016; DATRY, FRITZ, LEIGHT, 2019).

As mudanças climáticas podem acentuar a desertificação e as diferenças sazonais em algumas regiões, incidindo sobre o regime hidrológico e na segurança hídrica (JIANG *et al.*, 2014). Tais efeitos foram enunciados para o semiárido brasileiro, no estado do Ceará, por Rabelo e Lima Neto (2018), durante o período de 2004 a 2018, onde houve um decréscimo em aproximadamente 80% nos níveis volumétricos dos reservatórios, acompanhado da irregularidade de distribuição da água acumulada nas bacias hidrográficas. Com isso, o número de rios perenizados por tais reservatórios reduziu de 88 para 28, intensificando o caráter de descontinuidade hídrica na região. Fernandes (2016) realizou projeções (2010-2071) através de cenário base (1961-1990) para a vazão regularizada por grandes reservatórios do rio Jaguaribe, no mesmo estado, onde mais de 50% das projeções indicaram uma redução superior a 20% da  $Q_{90}$  (vazão de permanência em 90% do tempo). A intensidade dos eventos de seca é cíclica e pode aumentar progressivamente. Outros estudos (MONTECELOS-ZAMORA *et al.*, 2018; LIGARAY *et al.*, 2015; DLAMINI *et al.*, 2017; ABDULLAH *et al.*, 2017; GAMVROUDIS *et al.*, 2017) retrataram tais ocorrências em diversas regiões do mundo quanto aos impactos sobre a quantidade de água disponível na rede fluvial. Entretanto, há limitações quanto ao entendimento das ocorrências hidroclimáticas nas variáveis de qualidade, principalmente pela escassez de séries históricas de controle.

O plano de ações estratégicas de recursos hídricos do Ceará defende que a metodologia a ser adotada para o enquadramento dos mananciais deve ser realizada no âmbito dos reservatórios, apresentando como justificativa a não perenidade dos rios e as incertezas envolvidas nessa questão (CEARÁ, 2018). Há um entendimento mais apurado, quando comparado ao dos rios, sobre as ocorrências nos reservatórios do semiárido brasileiro no que diz respeito aos aspectos relevantes da qualidade das águas: na avaliação da variação de grupos funcionais de fitoplâncton, microcrustáceos e macroinvertebrados com o aumento de temperatura e nutrientes (SOUZA; CROSSETTI; BECKER, 2018; SANTOS; SIMOES; SONODA, 2018; NASCIMENTO FILHO *et al.*, 2019); o efeito da antropização da bacia hidrográfica na qualidade da água, no que se refere à clorofila *a*, condutividade, pH, turbidez, transparência (CHAVES *et al.*, 2018) e fósforo (ARAÚJO; LIMA NETO, 2019); o nível significativamente alto de *Anatoxina-a*, *Cylindrospermopsinas*, *Microcystinas* e *Saxitoninas*, durante os meses mais secos em reservatórios com captação para abastecimento (LORENZI *et al.*, 2018); o maior desprendimento de fósforo para a coluna d'água em reservatórios mais antigos e em condições anóxicas (MOURA *et al.*, 2020); a relação entre volume do reservatório e o enquadramento dos cursos hídricos, além de indicativos para ações de gestão quanto ao racionamento da água captada nesses mananciais (ARAÚJO; MAMEDE; LIMA, 2018) e a capacidade de retenção de sedimentos por densa rede de reservatórios (MAMEDE *et al.*, 2018). As características limnológicas e os processos que desencadeiam a eutrofização na água represada do semiárido brasileiro também já são conhecidos (LACERDA *et al.*, 2018; ROLIM *et al.*, 2019).

Pesquisas desenvolvidas com amostragem de rios alertaram os impactos dos despejos de efluentes no semiárido brasileiro e indicativos de enquadramento na Classe III (SABIÁ, 2008; LIMA, 2016). Porém, não há ainda uma síntese qualitativa para esses rios, em sua maioria intermitentes ou perenizados por reservatórios, bem como da significância de diferenças estatísticas entre os efeitos sazonais e interanuais. O monitoramento dos rios pode indicar a fragilidade dos ecossistemas frente às intervenções urbanas ou ainda processos específicos de ocorrência semiárida.

Nesse sentido, o presente trabalho buscou verificar a dinâmica da qualidade físico-química e microbiológica dos rios cearenses em uma avaliação sazonal, interanual e espacial, considerando os aspectos influentes, bem como a classificação nacional de qualidade. Desse modo, buscou-se elaborar uma síntese das principais contribuições acadêmicas de estudos locais e compilou-se os dados de monitoramento da qualidade das águas entre os anos de 2013

a 2018, disponibilizados pela Superintendência Estadual de Meio Ambiente do Ceará (SEMACE).

Para uma melhor sistematização e entendimento, foram definidas quatro abordagens mais específicas, sendo a primeira sobre definições acerca de perspectivas gerais relacionadas aos rios, em especial sobre as variáveis de qualidade da água discutidas no presente trabalho. A segunda contempla uma revisão bibliográfica, reunindo as principais contribuições técnicas e científicas em termos da qualidade das águas dos rios do Ceará. Em sequência, foram apresentadas as avaliações sazonais e interanuais, a partir da elaboração de hipóteses pautadas em testes estatísticos inferenciais no que concerne à variabilidade do comportamento da qualidade físico-química e microbiológica dos mananciais aqui avaliados, frente às instabilidades do regime hídrico e atividades antrópicas. Previamente ao final, realizou-se uma verificação espacial sintética do estado trófico, mas com indicativos de importância para o embasamento de abordagens mais aprofundadas posteriores nessa linha de estudo.

Por fim, os indicativos da aplicabilidade das contribuições mais notórias foram compilados em uma conclusão geral. Tanto sobre observância ao auxílio em medidas de gestão dos recursos hídricos como na colaboração para preenchimento de lacunas do conhecimento em um entendimento mais amplo dessas variantes em localidades semiáridas.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

Avaliar a qualidade físico-química e microbiológica das águas de rios temporários, intermitentes e perenizados no semiárido brasileiro, com ênfase nos rios cearenses e nas variantes sazonais, interanuais e espaciais.

### 2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a concordância das variáveis de qualidade da água com as definições para o enquadramento dos recursos hídricos em classe II, no que se refere ao pH, cor, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio (amônia, nitrito e nitrato), fósforo total, clorofila *a* e coliformes termotolerantes;
- Analisar as tendências de variação sazonal e interanual de precipitação em bacias hidrográficas em contexto do semiárido;
- Analisar a significância estatística das diferenças sazonais e interanuais das variáveis de qualidade da água de rios e córregos de bacias hidrográficas em contexto do semiárido;
- Analisar o contraste espacial da qualidade das águas quanto ao estado trófico em bacias hidrográficas em contexto do semiárido.

### 3. ELEMENTOS CONCEITUAIS SOBRE O ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS

#### 3.1 Os rios e suas características

A compreensão da dinâmica de um rio abrange aspectos hidrológicos, ecológicos e ambientais. O pioneirismo de Davis (1899) em dividir os vales e cursos de acordo com o estágio de mudança geomorfológica (jovem, maduro e avançado) marcou uma série de estudos e desenvolvimento dos métodos de classificação dos rios, sobre diferentes perspectivas e escalas (ROSGEN, 1994; ZHAO; DING, 2016). Logo, de modo geral, os rios podem ser diferenciados quanto à ordem do canal na rede hidrológica; ao domínio de processos físicos; às interações entre as áreas de inundação; à mobilidade do material de leito e à potencialidade de descarga de sedimento (PAIXÃO; KOBIYAMA, 2019).

Uma outra classificação bastante utilizada nos estudos limnológicos consiste no caráter de continuidade do rio. Segundo Vannote *et al.* (1980) é possível estabelecer um gradiente de matéria orgânica ao longo do curso hídrico de acordo com a ordem dos cursos d'água. Essa dinâmica, porém, é dependente da condição de continuidade, a qual pode ser avaliada sobre quatro dimensões principais: longitudinal (compreende montante e jusante, onde ocorrem processos físico-químicos que influenciam na qualidade da água ao longo do curso), lateral (comunicação do canal fluvial com a zona ripária e áreas da planície de inundação), vertical (dependente das condições de trocas da zona hiporreica com as águas subterrâneas e também da permeabilidade do solo ao longo do leito) e temporal (que envolve mudanças sazonais, climáticas e de usos da terra sobre o contexto da demanda e disponibilidade hídrica) (ALLAN; CASTILLO, 2007).

Ward e Stanford (1983) estabeleceram a teoria da descontinuidade serial, a qual evidencia as consequências de represamentos ou processos que possam vir a dissociar as comunidades biológicas ou estabelecer mudanças nos perfis de continuidade fluvial.

A perenidade do rio e, portanto, a sua continuidade longitudinal é naturalmente dependente do nível freático, ou seja, a zona do solo que permanece saturada e permite a realimentação de vazão do curso pela zona hiporreica. Esse nível está acima do leito do rio, quando há perenidade (escoamento durante todo o ano). O rio é intermitente quando o nível varia com a sazonalidade, com o escoamento ocorrendo no período chuvoso e podendo reduzir ou cessar no período de estiagem; é efêmero ou temporário quando o nível está sempre abaixo



do leito do rio, onde o escoamento somente ocorre nos eventos chuvosos. Essa variabilidade ocorre naturalmente em decorrência do clima e da geomorfologia local (TAVEIRA, 2018).

Com base nessas definições, os rios descontínuos são encontrados geralmente em regiões semiáridas e áridas (GRILL et al., 2019), como já comentado. A forte evaporação é outra característica de tais regiões, fator que exerce efeitos na dinâmica das águas e nas trocas entre os rios, bem como na água estagnada ou na velocidade reduzida no leito (MURGULET et al., 2016; XUE et al., 2016).

Segundo Allan e Castillo (2007), os rios temporários possuem ampla abertura das margens e da área de preservação permanente, sendo limitados por cursos de baixa ordem e poucas entradas de serapilheira alóctone, possuindo elevada produtividade primária por algas e macrófitas, podendo também apresentar caráter salino pelos fortes índices de evaporação.

A sazonalidade natural, porém, não deve ser confundida com um aspecto negativo, a partir dela há o controle de espécies não nativas principalmente durante os fluxos de base e nas estações de estiagem. Quando o fluxo é retroalimentado pelo período chuvoso há o estabelecimento de condições para o desenvolvimento do ecossistema local e a recarga do aquífero subterrâneo. No entanto, trata-se de um equilíbrio frágil e algumas condições precisam ser observadas como a conectividade natural hidrogeomórfica e a regularização de usos (YARNELL et al., 2015).

Outro campo de classificação dos rios trata dos padrões morfológicos. Nesse aspecto, uma das tipologias mais adotadas são as classes de Rosgen (1994). O referido autor definiu quatro grandes níveis (quadro 1) de categorização de acordo com as características físicas dos rios.

Quadro 1 – Níveis de classificação de Rosgen para estudos morfológicos de rios

Nível	Abordagem	Informações requeridas para a classificação
I	Caracterização morfológica	Forma de relevo do leito do rio; tipo de solo; clima; relevo da bacia hidrográfica; morfologia da seção; padrão geral do rio.
II	Descrição morfológica (tipos de fluxo)	Padrões de canal; proporção de entrincheiramento; relação largura /profundidade; sinuosidade; material do canal; inclinação do canal.

III	Estado do rio	Vegetação ribeirinha, padrões de sedimentos; padrões de meandros; índices de hábitat de peixes, regime de vazão, categoria de tamanho de rio, ocorrência de detritos, índice de estabilidade de canais, erodibilidade das margens.
IV	Verificação	Realização de medições, observações diretas do transporte de sedimentos, taxas de erosão das margens, processos de degradação da geometria do canal, dados biológicos, como por exemplo, biomassa de peixes, insetos aquáticos, avaliações de vegetação ripária, etc.

Fonte: Adaptado de Rosgen (1994)

### 3.2 Qualidade da água de rios

As variáveis de avaliação da qualidade da água podem ser físicas (absorbância no ultravioleta, cor, sólidos, temperatura e turbidez), químicas (alumínio, bário, cádmio, chumbo, cloreto, cobre, condutividade, cromo, matéria orgânica (carbono orgânico total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fenóis, ferro total, oxigênio dissolvido, nitrogênio, fósforo, sódio, surfactantes), microbiológicas (coliformes termotolerantes, parâmetros parasitológicos), hidrobiológicas (clorofila *a*, fitoplâncton, zooplâncton, bentos) e toxicológicas (microcistinas, toxicidade aguda, toxicidade crônica) (VON SPERLING, 2017).

A poluição em um rio é controlada por fatores preponderantes: despejo de nutrientes, matéria orgânica, metais pesados e poluição fecal (GAMBLE; BABBAR-SEBENS, 2012; HOBBIE *et al.*, 2016). A atividade pecuária ao redor do rio, o despejo de resíduo sólidos, descarga industrial e a baixa vazão são outros fatores que contribuem para deterioração da qualidade e devem ser analisados (SHARIFINIA; ADELI; NAFARZADEGAN, 2017; DUTTA; DWIVEIDI; SURESH KUMAR, 2018).

O lançamento de despejos pontuais é praticamente constante ao longo do ano, mas a capacidade de suporte do manancial às cargas poluidoras varia com a sua vazão, a qual é dependente das condições sazonais de temperatura e precipitação, que se relacionam aos fenômenos de mistura das águas, evaporação e escoamento superficial. Nesse sentido, muitos trabalhos têm investigado principalmente os aspectos relacionados às variáveis típicas de verificação de qualidade da água e aspectos sanitários: pH, temperatura, DBO, oxigênio

dissolvido (OD), clorofila *a*, nitrogênio (nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo (orgânico e inorgânico), frações de sólidos e coliformes totais, além de parâmetros complementares como condutividade elétrica e salinidade (JIANG *et al.*, 2014; DENG; YE; LIU, 2018; XUEWEI SUN *et al.*, 2019; KARIMI; AMIRI; MALEKIAN, 2019). Com o crescimento das cidades, novas abordagens também foram formuladas para o entendimento dos chamados “rios urbanos” que por sua vez recebem uma elevada carga de matéria orgânica e nutrientes (HUANG; LU, 2014) no contexto da industrialização, não sendo agora somente constituintes assimiláveis, seja por sua concentração ou composição, onde é possível incluir metais e outros componentes tóxicos e/ou desreguladores endócrinos, esses últimos agrupados entre os poluentes emergentes (DA SILVA *et al.*, 2017; GHAZBAN *et al.*, 2014).

O quadro 2 apresenta alguns processos que influenciam nas variações de qualidade das águas e suas respectivas tendências de comportamento. Nos subitens que seguem são descritas características importantes referentes ao comportamento das variáveis adotadas na presente pesquisa (Capítulo 3), no que se refere às determinações de qualidade das águas dos rios.

Quadro 2 – Processos gerais que regulam a qualidade da água nos rios

	Turbulência da água	Evaporação	Adsorção nos sedimentos <sup>1</sup>	Produção primária <sup>2</sup>	Oxidação de matéria orgânica	
					Na coluna d'água <sup>2</sup>	Em condições anóxicas nos sedimentos <sup>2</sup>
pH		Aumento		Aumento	Decréscimo	Decréscimo
Condutividade elétrica		Aumento				
Cálcio, bicarbonato	Precipitação	Precipitação				
Sódio, Cloreto, Potássio, Cálcio, Sulfato		Aumento				
Nutrientes	Volatilização de NH <sub>3</sub>		Decréscimo	Decréscimo (assimilação)	Aumento (liberação)	Decréscimo (denitrificação) ou aumento (amonificação)
Oxigênio dissolvido	Aumento			Aumento	Decréscimo	
Carbono	Decréscimo (formação)		Decréscimo	Aumento	Decréscimo	

orgânico dissolvido	espuma e oxidação)					
Metais dissolvidos			Decréscimo			Aumento (Desorção)
Micropoluentes orgânicos	Volatilização		Decréscimo			

1. Durante aumento de sólidos suspensos totais.
2. Nos sistemas fluviais naturais esses processos são de menor importância nos canais fluviais, exceto em rios altamente eutróficos; esses processos podem exercer influência mais forte na qualidade da água de lagos, reservatórios e represas, gerando, por exemplo, a redução do OD e não o aumento.

Fonte: Adaptado de Meybeck et al. (1996)

### 3.2.1 pH em rios

O pH fornece indicativos sobre a qualidade das águas e sofre variações conforme as características de afluentes (sejam naturais ou despejos antrópicos) ao rio, os seres vivos que o habitam (YUQING; JIANRONG; KEMIMG, 2005) e pelas categorias geológicas e sazonais da bacia hidrográfica (WATT; SCOTT; WHITE, 1983). De acordo com um estudo desenvolvido por Feng *et al.* (2017), em ambientes com floresta mais densa, o ácido húmico do solo e a influência das chuvas levam a um pH levemente ácido. Um pH mais baixo poderia ser verificado quando houvesse o lançamento de efluentes sanitários, devido às reações de degradação, enquanto que águas circundadas por agricultura irrigada tenderiam a apresentar elevada alcalinidade.

Sobre as condições sazonais, a água da chuva levemente mais ácida pode contribuir para redução do pH, enquanto que as águas do escoamento superficial de áreas urbanas, que são mais alcalinas, re (estabelecem) a neutralidade (WANG *et al.*, 2017). Pequenas variações no pH podem resultar em grandes efeitos para os organismos e a maioria deles conseguem se desenvolver na faixa da neutralidade (6,5 a 8,5). Um pH entre 6 e 5,5 pode ocasionar a morte de organismos invertebrados aquáticos, os peixes reduzem a capacidade reprodutiva e, em valores menores, podem absorver metais tóxicos (EMB, 2008).

Uma classificação mais antiga de Hawkes (1975) categorizou os rios quanto às faixas de pH em ácidos (5 a 5,9), não tamponados ou fracamente ácidos (6 a 6,9) e alcalinos (7 a 8,5). Seus estudos se deram principalmente por motivações ecológicas, pois esse é um fator que influencia na zonação da distribuição de organismos na coluna d'água.

### 3.2.2 Turbidez em rios

A turbidez encontrada nos rios é oriunda de diversos tipos de sólidos suspensos que dependem do contexto hidrológico em que ele está inserido. Em ambientes a jusante de geleiras, as partículas correspondem às rochas coloidais por erosão dessas; quando estão situados em planícies a jusante de áreas montanhosas, esses recebem materiais resultantes de ações que perturbam o solo, em sua maioria, inorgânicos como silte e argila. Os rios que percorrem todo o continente e passam por trechos urbanos, por sua vez, recebem as descargas antropogênicas, as influências de áreas desmatadas e da agricultura intensiva, onde há o acréscimo de materiais orgânicos que geram turbidez e fornecem suprimento para os ciclos da matéria e (re) alimentação de coloides ao curso hídrico, sejam orgânicos ou inorgânicos (MEYBECK; FRIEDRICH; CHAPMAN, 1996; SAWYER; MCCARTY; PARKIN, 2003). A turbulência da água também é um fator decisivo, Barreto *et al.* (2014) encontraram relações lineares proporcionais entre o aumento de vazão e o de sólidos dissolvidos e turbidez.

### 3.2.3 Cor das águas

A cor visualizada nas águas dos rios é determinada por um conjunto de características químicas como bicarbonatos, cloretos, condutividade elétrica, pH, nitrogênio, sólidos suspensos e sedimentados, fósforo total e, a cor verdadeira é uma variável complementar para discussão dessa característica (RÍOS-VILLAMIZAR *et al.*, 2014).

A cor verdadeira na água é gerada devido à presença de moléculas orgânicas derivadas de material vegetal, em sua maioria. Em algumas circunstâncias, a cor pode advir de ferro ou manganês, mas nos cursos d'água, a sua causa predominante está associada à matéria orgânica (EPA, 2001). O quadro 3 apresenta os fatores que podem afetar a cor das águas dos cursos hídricos que foram identificados por Oliveira *et al.* (2010), Ewerling Luíz, Pinto e Scheffer (2012) e Silva *et al.* (2013).

Quadro 3 – Fatores influentes na cor das águas

Nascentes	Condições naturais	Influência urbana	Influência agrícola	Região de transição entre ambientes lânticos e lóticos
Introdução de serapilheira das áreas vegetadas	Dissolução de metais característicos da geologia local; vegetação da mata ciliar; declividade da bacia hidrográfica; contenção de sedimentos pela mata ciliar	Erosão do solo; resíduos sólidos; esgoto sanitário	Lixiviação de sedimentos pelo uso do solo	Redução de velocidade em períodos secos; desenvolvimento de algas

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

### 3.2.4 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO indica a atividade biológica potencial de microrganismos que consomem OD ao degradarem a matéria orgânica. Entende-se que ao longo do rio haja um decaimento da matéria orgânica pelos processos de degradação e reaeração, a partir do restabelecimento dos níveis de OD, sendo essas variáveis muito importantes no entendimento da qualidade das águas (GROSH *et al.*, 2018; CUNHA; FERREIRA, 2019; CHENG *et al.*, 2012). No entanto, despejos pontuais e difusos podem contribuir para as concentrações de matéria orgânica e devem ser equacionados nos modelos dessa determinação.

A faixa geralmente encontrada para águas não poluídas, nos padrões internacionais, varia entre 0 a 5 mg L<sup>-1</sup> (WEN; SCHOUPS; GIESEN, 2017; KUMAR *et al.*, 2014). As relações conceituais da DBO estão diretamente relacionadas aos processos de autodepuração dos corpos aquáticos e envolvem a quantidade de matéria orgânica total a ser oxidada (DBO última), a quantidade a ser oxidada no exato momento de medição (DBO remanescente, que no instante inicial é igual a última) e a quantidade já oxidada (DBO exercida). Na zona de degradação da autodepuração, que é a zona imediatamente a jusante do lançamento, a DBO é igual a última e essa tende ao decaimento por reações de primeira ordem nas zonas de jusante (zona de decomposição ativa, recuperação e de águas limpas), caso não haja incremento de novos lançamentos que gerem o aumento da quantidade de matéria orgânica (CHAPRA, 2008; VON SPERLING, 2018).

Modelos OD-DBO são frequentemente utilizados para estimar a capacidade de depuração do corpo receptor e incluem equações que envolvem o transporte advectivo, difusivo

e reacional. Quanto aos aspectos cinéticos são incluídos: “*decaimento da biomassa (fonte), oxidação (consumo), desnitrificação (consumo) e deposição (consumo)*” (CUNHA; FERREIRA, 2019), para DBO; e “*aeração (fonte), crescimento ou fotossíntese (fonte), respiração (consumo), nitrificação (consumo), oxidação (consumo) e demanda de oxigênio em razão do sedimento (consumo)*” (CUNHA; FERREIRA, 2019), para oxigênio dissolvido. Os coeficientes de degradação de matéria orgânica em rios (0,5 a 5 d<sup>-1</sup>) são mais elevados que os identificados em frascos de ensaio (~0,3 d<sup>-1</sup>) (HARREMOËS, 1982).

Wen, Schoups e Giesen (2017) projetaram a DBO para o ano 2050 a partir de dados do ano 2000, em rios de grandes bacias hidrográficas reconhecidas mundialmente, considerando a sua capacidade de autodepuração e também os efeitos da urbanização, saneamento, atividade pecuária e mudanças climáticas. Eles identificaram um aumento progressivo da DBO nos cursos hídricos, chegando a mais de 30 mg L<sup>-1</sup>, com uma faixa inicial de 0 a 5 mg L<sup>-1</sup>. A projeção também identificou que cerca de 2,5 bilhões de pessoas seriam afetadas por essa poluição, principalmente em países em desenvolvimento, pelos déficits de tratamento adequado de águas residuárias.

### **3.2.5 Frações de fósforo em rios**

Analiticamente, as frações de fósforo são estudadas em diferentes categorias conforme a sua disponibilidade no ambiente (particulado ou solúvel) ou interação química com uma partícula orgânica (orgânico ou inorgânico). De modo geral, esse elemento pode ser encontrado em águas naturais e em efluentes, principalmente na forma de fosfatos (APHA; AWWA; WEF, 2017). A detecção de fósforos em águas superficiais está relacionada com efluentes sanitários e agrícolas (OLIVEIRA *et al.*, 2010).

A dinâmica ecológica dos nutrientes na dimensão longitudinal do rio é descrita ecologicamente por meio de espirais. Os nutrientes sofrem processos de deposição, solubilização e assimilação pela resultante das cadeias alimentares e das características do manancial (ENSIGN; DOYLE, 2006).

Quando a relação N:P >>10 há uma limitação por fósforo para a produtividade primária no ambiente aquático (THOMANN; MILLER, 1987 *apud* VON SPERLING, 2017). Desse modo, os valores de fósforo refletem o grau de trofia do manancial e são utilizados para determinação de índices de qualidade da água, entre eles o Índice de Estado Trófico (IET).

Um estudo desenvolvido por Vidal e Capelo Neto (2014) para reservatório localizado na bacia metropolitana do estado do Ceará identificou a limitação por nitrogênio, no entanto, segundo Munson *et al.* (2004) geralmente há uma forte tendência a haver a limitação por fósforo nos corpos aquáticos.

Zhang *et al.* (2017b) verificaram que em águas altamente poluídas, as concentrações de amônia e da demanda química de oxigênio são bons preditores das concentrações do fósforo solúvel reativo na água, visto que essas podem levar ao decréscimo das concentrações de oxigênio dissolvido e, em condições de hipóxia, permitem a liberação de fósforo na água.

O fósforo possui rotas reacionais nos sedimentos, onde também está presente, seja precipitado ou interligado às moléculas orgânicas. Além disso, cabe destacar o papel das macrófitas que atuam como bomba de fósforo dos sedimentos para a coluna d'água, sendo essa uma das mais antigas hipóteses acerca das macrófitas no ciclo do fósforo (BENTO; MAROTTA; ENRICH-PRAST, 2007). O quadro 4 resume os principais processos gerais relacionados às variações das concentrações de fósforo em rios.

Quadro 4 – Processos chave para o entendimento da ciclagem de fósforo em rios

	Critérios	Físicos	Químicos	Biológicos
Geologia	Permeável	Densidade de fluxo baixa, concentração baixa de sólidos suspensos na zona hiporreica permite armazenamento transitório e maior retenção de fósforo.	Co-precipitação do fósforo com calcita, conseqüente remoção de fósforo na coluna d'água.  Materiais de carbonato, resultante da degradação de folhas podem favorecer ao aumento de algas e micróbios	Espécies de macrófitas submersas florescem, biofilmes e sedimentos no leito dominam as trocas de fósforo na coluna d'água.
	Impermeável	Densidade de fluxo elevada, concentração elevada de sólidos suspensos.	As interações de fósforo como sedimento são governadas por reações de sorção e pela precipitação de ferro e alumínio.	As macrófitas, quando presentes, auxiliam na redução do fluxo e no controle de sedimentos na coluna d'água.
Ordem do rio	Ordem inferiores	Volume de água baixo em relação ao leito, córregos rasos e conseqüentemente maior penetração de luminosidade na coluna d'água, substratos de	Troca eficiente de fósforo da coluna d'água com o fósforo sedimentado, maior capacidade de autodepuração.	Maior crescimento de algas bentônicas nos substratos de cascalhos e epilíticas pela penetração da luz. A atividade heterotrófica é dependente da vegetação



		cascalhos e pedregulhos.		ripária.
	Ordem superiores	Volume de água elevado em relação ao leito, menor penetração da luz na coluna d'água, tempo de retenção mais longo, planícies de inundação aumentam as zonas de retenção do fósforo.	As trocas de fósforo ocorrem mais com os sólidos em suspensão na coluna d'água, menor capacidade de autodepuração.	O fitoplâncton aumenta de acordo com o aumento da profundidade da água e do tempo de permanência, porém há a diminuição de assimilação de fósforo por algas bentônicas, perifíticas e macrófitas.
Estado trófico	Oligotrófico	Boa penetração da luz, maior capacidade de autodepuração.	Sólidos terrestres suspensos na água podem se tornar uma maior fonte de fósforo em relação ao fósforo sedimentado.	Biofilmes dominam o ciclo interno de fósforo.
	Eutrófico	Crescimento algal reduz a penetração da luz, menor capacidade de autodepuração.	Há concentrações de fósforo na coluna d'água. A saturação de sedimentos e as condições anóxicas no sedimento levam à liberação de fósforo na coluna d'água, fosfato de ferro pode precipitar o fósforo em condições redutoras.	Crescimento de algas devido ao aumento de nutrientes, quando o tempo de permanência é pequeno o fitoplâncton tende a aumentar.

Fonte: Adaptado de Withers e Jarvie, 2008

### 3.2.6 Frações de nitrogênio em rios

O nitrogênio presente nas águas pode ser orgânico (particulado e dissolvido) ou inorgânico. A forma orgânica particulada inclui o nitrogênio presente nos organismos (bactérias, plânctons) ou detritos entre 0,2 a 0,45  $\mu\text{m}$ , enquanto que a fração dissolvida corresponde a lixiviados como aminoácidos, peptídeos e purinas. A fração inorgânica é composta principalmente de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), sendo os três primeiros a parcela mais representativa dessa fração (METCALF; EDDY, 2016; ESTEVES; AMADO, 2011).

As etapas reacionais nas águas são basicamente as mesmas encontradas em ambientes terrestres e esses influenciam na carga nitrogenada que chega ao rio, sendo: fixação do nitrogênio, proteólise (degradação enzimática de proteínas), amonificação (conversão do nitrogênio orgânico em amoniacal por desaminação), nitrificação (nitratação + nitratação), redução assimilativas do nitrato (nitrato à amônia), desnitrificação (nitrato à nitrogênio gasoso),

além de processos anammox (anaerobic ammonium oxidation – conversão de amônia e nitrito à nitrogênio gasoso) (BONAGLIA, 2015; PELCZAR; CHAN; KRIEG, 1996).

Córregos e rios sempre foram considerados transportadores de nitrogênio para os oceanos, no entanto, entende-se que o material nitrogenado que chega aos rios sofre transformações principalmente por nitrificação, denitrificação e processos anammox, com grande influência de partículas suspensas na água, do sedimento do leito do rio e da vegetação presente na zona ripária (XIA *et al.*, 2018).

O processo de nitrificação é favorecido em rios mais rasos e de material rochoso no leito, pois pode oferecer um substrato para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes. Além disso, são desejados nos processos reacionais um pH alcalino e concentração de oxigênio dissolvido superiores a  $2\text{mg L}^{-1}$  (CHAPRA, 2008).

Zhang *et al.* (2017) avaliaram a ocorrência de processos anammox no rio amarelo, na China e identificaram gêneros de bactérias capazes de realizar esse processo, relacionadas à concentração de sólidos suspensos, visto que esse processo ocorre predominantemente no sedimento por depender de condições anaeróbias. Destacaram a necessidade de um maior entendimento sobre as conversões de nitrogênio a partir dessa rota metabólica. Em estudo também desenvolvido na China, para onze rios, Zhao, Wu e Jiang (2017) relataram que apesar da desnitrificação ser predominante, as remoções de nitrogênio por via anammox não são desprezíveis.

Embora a transformação do nitrogênio e sua ciclagem no ambiente seja principalmente descrita pelas suas relações no sistema terrestre, a dinâmica aquática tende a ser mais complexa em relação à diversidade de ambientes e da variabilidade de possibilidades de reações e atividade microbiológica, sobre o contexto de mudanças climáticas de perturbações no ecossistema (XIA *et al.*, 2018). A variabilidade também pode ser fortemente influenciada pelas características da zona hiporreica (HADDOU *et al.*, 2018).

Em pesquisa realizada por Girardi *et al.* (2016), o íon nitrato e o oxigênio dissolvido foram menores no período chuvoso para as áreas de floresta nativa no sul do Brasil, enquanto que nas áreas próximas de influência urbana e agrícola isso ocorreu no período seco. O escoamento pela bacia hidrográfica de adjacência e suas características pode ser, portanto, um fator decisivo. Essa variabilidade decorre tanto da capacidade de diluição do manancial como dos processos predominantes de oxidação de matéria orgânica (consumo de oxigênio) e reaeração por efeito das correntes e aumento da turbulência. Em ambientes naturais a

precipitação auxilia a transportar para o manancial boa parte da matéria orgânica presente na bacia hidrográfica, com representatividade de serapilheira e, em grandes rios, a turbulência gerada pelo aumento de vazão pode não ser suficiente para aerar e repor o oxigênio dissolvido consumido pelas reações de oxidação da matéria orgânica.

Pesquisas desenvolvidas por Pan, Xu e Wang (2019) destacaram que temperaturas mais elevadas durante o verão e em condições redutoras possibilitam uma maior remoção de nitrato em rios, enquanto que tais condições tendem a diminuir a nitrificação, e, portanto, a remoção de amônia. O nitrito é mais tóxico que o nitrato, no entanto, dificilmente é encontrado em concentrações representativas em águas superficiais, por sua instabilidade na presença de oxigênio (OLIVEIRA et al., 2010).

### 3.2.7 *Clorofila a*

O interesse em se estudar a clorofila *a* em mananciais parte de informações importantes que essa variável reflete, podendo ser encontrada em todos os organismos eucarióticos fotossintetizantes e em grande quantidade de cianobactérias, revelando a qualidade das águas em termos de proliferação de algas e também a toxicidade (BLANKENSHIP, 2014). Embora que em relação às cianobactérias, a clorofila *a* não representa uma variável suficientemente confiável para tomada de decisão, sendo necessária uma avaliação mais específica da qualidade da água nesse critério (MARINO, 2016).

O fitoplâncton, ao qual são associados os valores de clorofila *a* está distribuído de diferentes formas na água, de acordo com a luminosidade e profundidade (MARINO, 2017). As concentrações de clorofila *a* em mananciais tendem a ser mais elevadas em zonas de menor velocidade da água, diminuindo gradualmente entre áreas de ambientes lênticos para os lóticos (LOPES *et al.*, 2015). Em rios, o desenvolvimento do fitoplâncton pode ser favorecido em áreas inundadas nas margens (poços) ou após depósitos de sedimentos.

Além dos nutrientes e, em especial, da limitação pelo fósforo, um fator incidente sobre o aumento da concentração de clorofila *a* em ambientes lóticos está relacionada ao aumento da temperatura (BATISTA *et al.*, 2013) e ao tempo de residência e, conseqüentemente à sua conexão com canais construídos (BOWES *et al.*, 2012). Há um padrão longitudinal de aumento da clorofila no sentido de escoamento do rio. No entanto, quando há a dissociação desse perfil, com a introdução de reservatórios em linha, pode haver uma mudança nesse padrão, pelo efeito

hidráulico ocasionado por esses. A jusante deles, são mais comuns macrófitas e floração algal (BARCELÓ *et al.*, 2011).

### **3.2.8 Frações de sólidos**

Os sólidos estão dispostos de diferentes formas no ambiente. Considerando a sua totalidade, há uma fração dissolvida e outra suspensa sobre a forma de coloides ou materiais filtráveis. Sobre outra ótica de estudo, teríamos uma fração orgânica (volátil) e outra inorgânica (fixo), além dos sólidos sedimentáveis (VON SPERLING, 2018). Do ponto de vista de abastecimento, apesar de não estarem diretamente relacionados com problemas deletérios à saúde, os sólidos dissolvidos foram selecionados como uma variável organoléptica e os padrões de potabilidade geralmente recomendam máximos de até 600mg L<sup>-1</sup>. Acima de 1000 mg L<sup>-1</sup> há maior rejeição ao consumidor pelo gosto favorecido. É característico da presença de sais inorgânicos como os de cálcio, magnésio, potássio, sódio, bicarbonato, sulfato, cloretos e ainda frações orgânicas dissolvidas na água (WHO, 2011).

O transporte de sólidos está associado ao tamanho da bacia hidrográfica, às condições de escoamento e aos processos erosivos, que por sua vez possuem relação com a cobertura de vegetação, sendo essa mais reduzida em zonas áridas e semiáridas e mais desenvolvidas em locais úmidos, onde o escoamento anual é consideravelmente superior (MEYBECK *et al.*, 2003).

### **3.2.9 Coliformes termotolerantes**

Os coliformes totais podem sinalizar poluição por lançamentos sanitários nos cursos hídricos e os termotolerantes, que estão dentro desse grande grupo, são utilizados como indicadores de contaminação fecal nos corpos aquáticos (MALAGI *et al.*, 2019; MARQUES *et al.*, 2019; SIQUEIRA; APRILE; MIGUÉIS, 2012). Os coliformes termotolerantes (CTT) por muito tempo foram tratados na literatura como coliformes fecais, por sua relação com os dejetos humanos e animais. No entanto, podem também ser encontrados no ambiente associados ao solo, plantas ou materiais orgânicos e foi elencado um indicador ainda mais específico da contaminação fecal – a *Escherichia coli*. Para o controle da qualidade dos mananciais, os CTT

são verificados em termos de balneabilidade das águas pela Resolução CONAMA nº 274/2000 e em termos de enquadramento pela Resolução CONAMA nº 357/2005.

Algustyn *et al.* (2016) identificaram correlação forte entre os coliformes termotolerantes e a condutividade em rios, porém não conseguiram encontrá-la com outras variáveis, como DBO e OD. A descarga contínua de efluentes em córregos com fluxo reduzido durante a estação seca gera um aumento de microrganismos nesse período, enquanto na estação chuvosa há uma maior diversidade de microrganismos (ROMANUS *et al.*, 2018). Scholten, Lopes e Amaral (2012) destacaram o efeito das chuvas sobre o aumento das concentrações de CTT em córrego com contribuições constantes ao curso. Em modelagem hidrodinâmica de um lago, por meio do modelo de Navier-Stokes e equações convectivas-dispersiva-reativa, Saita *et al.* (2017) sinalizaram as áreas de maior aumento da concentração de coliformes nas proximidades das margens e indicaram que as entradas são variáveis diariamente, porém há uma tendência hidrodinâmica de distribuição das concentrações desses organismos no manancial nas proximidades das margens.

### **3.3 Enquadramento das águas e padrões de qualidade nacionais**

Diversas ferramentas de gestão são mundialmente disseminadas sobre os princípios essenciais de base para a tomada de decisões. A Global Water Partnership – GWP reúne representantes de 179 países, norteia as políticas internacionais e ajudou a disseminar a criação de conselhos e entidades que se preocupassem com as características de cada bacia hidrográfica para a gestão (HIDALGO-TOLEDO; HERNÁNDEZ-ARCE; VARGAS-VELÁZQUEZ, 2018).

No Brasil, um dos países integrantes, a Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei 9.433 de 1997) define como um de seus instrumentos o enquadramento, o qual, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, consiste no “*estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo*” (BRASIL, 2005).

Outros países como o Canadá, os Estados Unidos, Itália, Japão e Portugal versam em suas políticas de proteção de mananciais sobre o enquadramento ou controle da qualidade regular das águas superficiais (SILVA; ALBUQUERQUE, 2018).

O enquadramento dos recursos hídricos em regiões semiáridas ainda é mais complexo tendo em vista as incertezas de fluxo dos rios intermitentes no suprimento hídrico e na capacidade de receber e depurar efluentes, muitas vezes sem o tratamento prévio adequado, quando a situação é agravada pelos baixos índices de saneamento (LIMA, 2016).

As propostas para enquadramento devem ser precedidas de diagnóstico e prognóstico, onde a primeira inclui a etapa de reconhecimento da qualidade de água, além da identificação de usos, fontes de poluição, áreas com controle específico e os planos e programas previstos (ANA, 2011).

Brassac *et al.* (2007) elaboraram uma matriz relacionando os macropoluidores (esgoto doméstico, despejos industriais, agropecuária, resíduos sólidos urbanos, escoamento superficial) da bacia hidrográfica e os principais indicadores de monitoramento para enquadramento de acordo com os tipos de uso desejáveis (abastecimento humano, proteção de mananciais, irrigação e piscicultura, indústria, recreação e harmonia paisagística). Entre as variáveis elencadas na matriz, estiveram presentes DBO, DQO, OD, sólidos totais, coliformes, nitrogênio, fósforo e pH. Sendo a DBO a variável indicadora com maior frequência e mencionada para todos os macropoluidores e usos. O quadro 5 apresenta os limites recomendados para cada classe de enquadramento para as variáveis consideradas no Capítulo 3 do presente trabalho.

Quadro 5 – Limites de qualidade indicados segundo os padrões de qualidade brasileiros, para variáveis específicas

	Classes*			
	I	II	III	IV
<b>pH</b>	6,0 a 9,0			
<b>Turbidez</b>	40 UNT	100 UNT	100 UNT	
<b>Cor verdadeira</b>	Nível de cor natural do corpo d'água	75 uH		
<b>DBO</b>	3 mg/L	5 mg/L	10 mg/L	
<b>Nitrogênio amoniacal total</b>	3,7mg/L para $\text{pH} \leq 7,5$ 2,0 mg/L para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ 1,0 mg/L para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ 0,5 mg/L para $\text{pH} > 8,5$		13,3 mg/L, para $\text{pH} \leq 7,5$ 5,6 mg/L, para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ 2,2 mg/L, para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ 1,0 mg/L, para $\text{pH} > 8,5$	

<b>Nitrito</b>		1,0 mg/L			
<b>Nitrato</b>		10,0 mg/L			
<b>Fósforo total</b>	<b>a<sup>1</sup></b>	0,020 mg/L	0,030 mg/L	0,05 mg/L	
	<b>b<sup>2</sup></b>	0,025 mg/L	0,050 mg/L	0,075 mg/L	
	<b>c<sup>3</sup></b>	0,1 mg/L		0,15 mg/L	
<b>Clorofila <i>a</i></b>		10 µg/L	30 µg/L	60 µg/L	
<b>Sólidos dissolvidos totais</b>		500 mg/L			
<b>Coliformes termotolerantes</b>		para o uso de recreação de contato primário deverão ser obedecidos os padrões de qualidade de balneabilidade, previstos na Resolução CONAMA no 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 200/100 mL 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.	para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA no 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000/100mL em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.	para o uso de recreação de contato secundário não deverá ser excedido um limite de 2500/100 mL em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. Para dessedentação de animais criados confinados não deverá ser excedido o limite de 1000/100 mL em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.	

\* I – abastecimento para consumo humano após tratamento convencional; proteção de comunidades aquáticas; recreação de contato primário (Resolução CONAMA nº 274/2000); irrigação de hortaliças que podem ser consumidas cruas e se desenvolvem rente ao solo; proteção de comunidades aquáticas em terras indígenas II – abastecimento humano, após tratamento convencional; proteção de comunidades aquáticas; recreação de contato primário (Resolução CONAMA nº 274/2000); irrigação de hortaliças, plantas e parques em que o público tenha contato direto; aquicultura e atividade de pesca; III – abastecimento humano, após tratamento convencional ou avançado; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário e dessedentação de animais; IV – navegação e harmonia paisagística.

<sup>1</sup>a - (ambiente lântico); <sup>2</sup>b - (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lântico), <sup>3</sup>c - (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

## 4. A QUALIDADE DAS ÁGUAS DOS RIOS CEARENSES - *UMA REVISÃO*

### 4.1 Introdução

O Estado do Ceará ocupa 9,58% (CEARÁ, 2007) do território brasileiro e é influenciado por características de climatologia semiárida que repercutiram ao longo dos anos em medidas de gestão e gerenciamento dos recursos hídricos para manutenção da qualidade e quantidade das águas. A construção de reservatórios para abastecimento e perenização dos cursos são uma consequência disso, assim como outras obras hidráulicas de adutoras e canais de transposição acompanhadas da inclusão participativa da sociedade na gestão, com a formalização dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) (JACOBS *et al.*, 2009). O Ceará foi um dos pioneiros na implantação de políticas descentralizadas, integrativas e participativas de gestão das águas, desde 1990. A complexidade da tomada de ações nesse sistema em conciliar os anseios sociais com a demanda hídrica tornou-se evidente à medida que surgiram tensões relacionadas ao compartilhamento do uso e a incidência de atividades depredatórias (ENGLE *et al.*, 2011). O estado apresenta 12 regiões hidrográficas, divididas conforme o relevo, a hidrologia local e também sobre os aspectos de gestão dessas unidades.

No Nordeste, o estado do Ceará é o que possui a concentração de espelhos d'água (ver figura 1) mais representativa (MARTINS *et al.*, 2007). Os espelhos d'água consistem em superfícies contínuas de corpos hídricos expostas para a atmosfera. Em regiões semiáridas, apresentam um papel estratégico para o armazenamento da água em vista ao suprimento hídrico nos períodos de estiagem, como por exemplo, açudes (reservatórios) de pequeno, médio e grande porte, podendo ainda ser lagoas utilizadas na piscicultura, ou sistemas de armazenamento de água mais rudimentares como os barreiros. Enquanto que, em regiões úmidas, são resultantes muitas vezes naturais pelo acúmulo da água em pântanos e brejos, por exemplo (BRASIL, 2013). A concentração territorial de pequenos reservatórios tem levado a uma reflexão de seus efeitos sobre os grandes reservatórios estratégicos e interferido diretamente sobre a continuidade dos rios (ARAGÃO; OLIVEIRA, 2011). A gestão conta hoje com projetos para a segurança de abastecimento, visando em suma, a instalação de estações de tratamento de água seguidas de redes de adutoras nas proximidades de mananciais com menor risco de volumes críticos na estiagem (CEARÁ, 2019).

Pela sua extensão territorial, possui compartimentação fitogeográfica, abrangendo



algumas áreas mais úmidas nas regiões de Chapada, áreas de depressão sertaneja, caatinga de área sedimentar e solo cristalino, além da vegetação costeira nas zonas litorâneas (MORO *et al.*, 2015). Algumas regiões do estado podem ser mais severamente impactadas pelas ocorrências de déficit de precipitação que geram os efeitos de seca, como o Sertão Central, Cariri-Centro-Sul, Litoral Oeste e Sertão de Inhamuns (COSTA; SILVA, 2017). Esse conjunto de características favorece a uma série de processos naturais específicos para esse ambiente que ainda sofre interferências das modificações antrópicas. O uso de tecnologias de geoprocessamento tem auxiliado na compreensão das ocorrências de degradação nas bacias hidrográficas locais (GOMES *et al.*, 2011; RIBEIRO; ALBUQUERQUE, 2017).

Rodrigues, Aquino e Thomaz (2015) avaliaram a eficiência de cobrança pelos usos da água do estado do Ceará. Os maiores consumos estão na irrigação e no abastecimento humano, no entanto, esses são também os que possuem uma menor eficiência de aplicação da cobrança.

Uma gama de estudos (SOUZA; CROSSETTI; BECKER, 2018; SANTOS; SIMOES; SONODA, 2018; NASCIMENTO FILHO *et al.*, 2019; CHAVES *et al.*, 2018; ARAÚJO; LIMA NETO, 2019; LORENZI *et al.*, 2018; MOURA *et al.*, 2020; ARAÚJO; MAMEDE; LIMA, 2018; MAMEDE *et al.* 2018; LACERDA *et al.*, 2018; ROLIM *et al.*, 2019) compreendem avaliações acerca dos reservatórios e de seu estado trófico por ser uma das principais fontes de suprimento hídrico, em especial de seu papel importante nos períodos de escassez. Esses reservatórios também possibilitam a perenidade dos rios, a qual varia interanualmente.

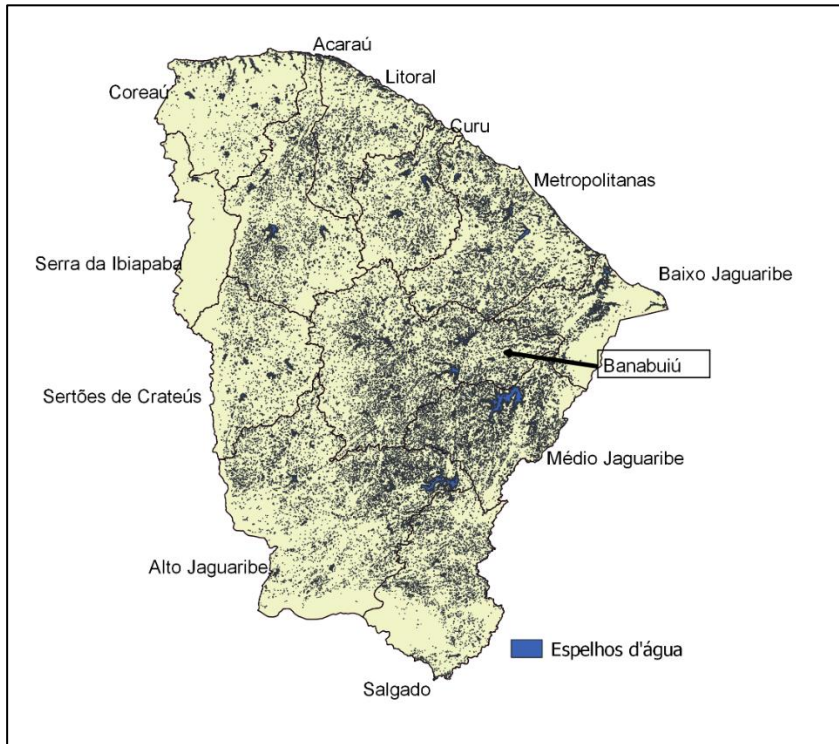
Outro aspecto relevante são os índices de esgotamento sanitário no estado do Ceará, onde apenas 38,8% do esgoto gerado tratado, segundo os dados mais recentes (ano base:2018) do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2020). Decerto, esse é mais um fator influente nas alterações da qualidade dos mananciais. Ademais, há uma relação entre a qualidade da água reservada e a qualidade da água dos rios, incidindo por sua vez nos custos envolvidos no tratamento para o abastecimento humano. Portanto, diante da diversidade regional dentro do estado e da complexidade de gestão frente às condições semiáridas, à variabilidade climática interanual, a interferência dos reservatórios sobre a qualidade das águas, os índices de esgotamento sanitário e as demandas por uso da água, o presente capítulo buscou reunir as principais contribuições técnicas e científicas sobre avaliações da qualidade das águas físico-química e microbiológica dos rios inseridos no território cearense, com ênfase nos últimos 10 anos.

## 4.2 Método

As águas superficiais do Ceará podem ser visualizadas graficamente nas figuras 1 (espelhos d'água) e 2 (distribuição hidrológica dos rios e reservatórios monitorados) com destaque das manchas urbanas e áreas indicadas como fortemente degradadas, de acordo com dados da Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH). O presente trabalho teve sua busca centrada em estudos que avaliaram as características físico-químicas e microbiológicas das águas para os principais rios e seus respectivos afluentes.

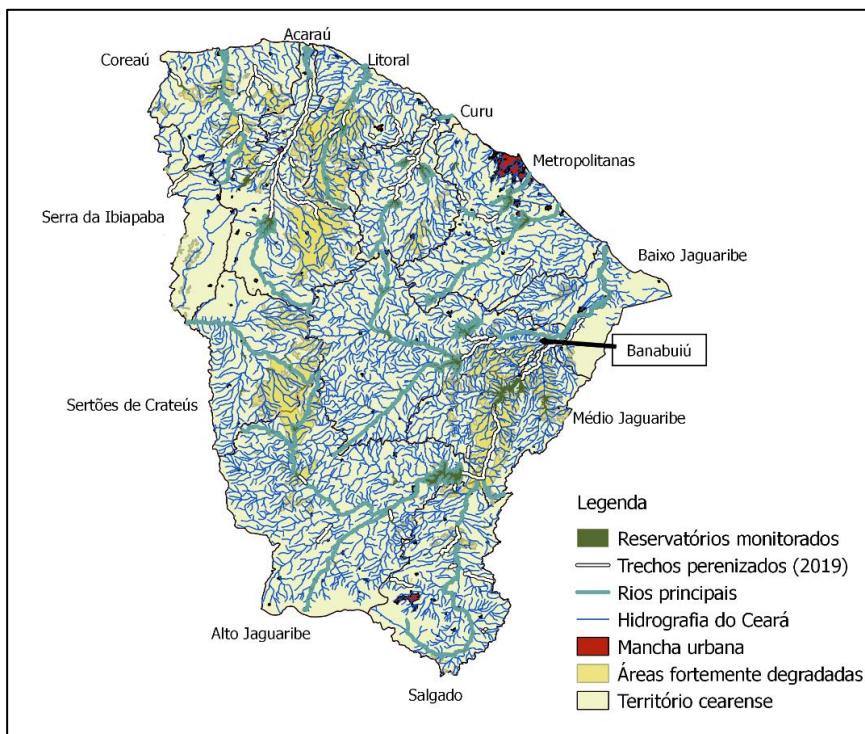
A busca bibliográfica foi realizada de forma sistemática no portal *Periódicos Capes*, a partir do acesso institucional da Universidade Federal do Ceará (UFC). Além disso, para complementações foi realizado levantamento amplo em outras bases de pesquisa como *SciELO*, *Science direct* e *Google scholar*. Inicialmente foi necessária a seleção dos melhores termos de pesquisa para alcançar resultados mais objetivos aos aspectos estudados. Na busca preliminar foi observado que o uso de termos como “Ceará” e “qualidade da água” incluíam muitos achados aquém do objetivo da pesquisa, logo, optou-se pela busca com as definições de “*é (exato)*”, *rio (nome do rio)*, “*Data de publicação: Últimos 10 anos*”, “*Tipo de material: Artigos*”, “*Idioma: Qualquer Idioma*”. Os nomes dos rios utilizados na ferramenta de busca são os principais cursos hídricos do estado (quadro 6). Foram excluídos da busca sistemática os trabalhos que não avaliaram a qualidade físico-química e/ou microbiológica das águas dos rios cearenses. Entretanto, na busca ampla alguns foram selecionados para contextualização dos fatores que incidem diretamente sobre a qualidade.

Figura 1 - Espelhos d'água do Ceará



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 2 - Rede hidrológica do Ceará: rios e reservatórios monitorados



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Quadro 6 - Principais rios e suas respectivas regiões hidrográficas

Mananciais		
Região hidrográfica	Principais rios	Principais tributários
<b>Acaraú</b>	Acaraú	Macacos, Groáiras, Jacurutu, Sabonete, Jaibaras
<b>Banabuiú</b>	Banabuiú	Patu, Quixeramobim, Sitiá e o riacho do livramento
<b>Coreaú</b>	Coreaú	-
<b>Curu</b>	Curú	Canindé, Caxiroté
<b>Alto Jaguaribe</b>	Jaguaribe	Trissi, Trussu
<b>Médio Jaguaribe</b>	Jaguaribe	Riacho do Sangue, Figueiredo
<b>Baixo Jaguaribe</b>	Jaguaribe	Palhano
<b>Litoral</b>	Mundaú	-
<b>Metropolitanas</b>	Choró; Pacoti, Catu; Malcozinhado, Ceará, Maranguapinho	-Ererê, Canal do trabalhador
<b>Salgado</b>	Salgado	Riacho Salgadinho; Batateiras; Riacho dos Porcos
<b>Sertões de Crateús</b>	Poti	Riacho Jaburu, rio Catarina-
<b>Serra da Ibiapaba</b>	Macambira, Inhuçu, Pirangi, Jaburu, Árabe	

Fonte: elaborado pelo autor, dados: COGERH (2019).

### 4.3 Resultados e Discussão

#### 4.3.1 *Bacia hidrográfica do Acaraú*

A bacia hidrográfica do rio Acaraú possui 14.416 km<sup>2</sup> de área de drenagem, abrangendo 28 municípios. Seu território corresponde a 7% do estado e possui 14 reservatórios monitorados pela COGERH (COGERH, 2019). Apresenta alguns canais anastomosados, com muitas ramificações e drenagem exorreica (MESQUITA *et al.*, 2016). Na busca sistemática, não foram encontrados resultados para o rio Jacurutu e Sabonete, para o rio dos Macacos foram encontrados 10 resultados, porém em outra região brasileira. As demais buscas então apresentadas na figura 3.

Figura 3 - Resultado de busca sistemática para os principais cursos da bacia hidrográfica do Acaraú



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Apesar de não terem sido selecionados artigos pela busca sistemática, na busca mais ampla, foram encontradas algumas contribuições relevantes, que seguem apresentadas. Fernando *et al.* (2008) não identificaram diferenças estatísticas significativas da qualidade da água entre a estação seca e chuvosa, no entanto, identificaram melhorias do Índice de Qualidade das Águas (IQA) na estação chuvosa, corroborando ao identificado por Gomes e Paula (2019) que avaliaram um trecho do rio Acaraú, no município de Sobral, e mencionaram que as chuvas contribuem consideravelmente para o aumento de vazão no rio e (re)aeração, melhorando as condições de autodepuração da matéria orgânica..

Lima (2016) identificou disruptores endócrinos indicadores das contribuições de esgoto doméstico, como também de atividades de agricultura, piscicultura e carcinicultura. Sendo esses em concentrações que podem causar impactos negativos. Ao longo do curso registrou também a existência de resíduos sólidos domésticos e de construção civil, além de dejetos de animais nas proximidades de comunidades produtoras. Segundo Mesquita *et al.* (2016), o médio curso do rio Acaraú está altamente impactado pela supressão vegetal que resulta na intensificação de processos erosivos.

Outros trabalhos, que não avaliaram diretamente a qualidade físico-química e microbiológica das águas, retrataram possíveis impactos da urbanização e a existência de macrófitas principalmente nas proximidades urbanas (LOUREIRO, 2016). É notório que na bacia do rio Acaraú o uso da terra gera processos com repercussão em todo o baixo curso, com variações decorrentes da dinâmica na planície fluvial controlada pelas marés e sazonalmente pelo nível freático, havendo algumas atividades intervenientes, como as de carcinicultura, fruticultura, pastagem, culturas de subsistência, perímetros irrigados de relevância para a

população, atividades de lazer e vilas, além de ocupações irregulares (DINIZ; MOREIRA, 2008; NASCIMENTO et al., 2008).

A principal demanda de água para atividades econômicas é representada pela irrigação (84%) além de outros usos. O cultivo de camarão nas abrangências estuarinas pode acarretar elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo no curso (PESSOA *et al.*, 2019). As áreas próximas ao leito e margem dos rios possuem índice de vulnerabilidade entre 1,8 a 2,6, que as caracterizam como medianamente estável/vulnerável e moderadamente vulnerável), favorecendo ao transporte de sólidos (MOTA; VALADARES, 2011).

Quanto à relação hidroclimática, o nível do rio é fortemente influenciado pelas variações decadais do oceano Pacífico. Essas favorecem ao efeito de José e de Noé, correspondente às oscilações do nível do rio em uma série histórica. Nesse sentido, Cabral *et al.* (2015) identificaram a possibilidade de uso da modelagem hidrológica e hidráulica com imagens de satélite para predição de inundações.

#### **4.3.2 Bacia hidrográfica do Banabuiú**

A bacia hidrográfica do rio Banabuiú possui 19.316 km<sup>2</sup> de área de drenagem, abrange 15 municípios e possui 19 reservatórios gerenciados pela COGERH (COGERH, 2019). Através da busca sistemática foram encontrados resultados apenas para o rio Banabuiú (8 resultados, 1 repetido e 6 revisados por pares). Os assuntos das referidas publicações trataram sobre vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica (LIMA; SILVA; LIMA, 2018; AQUINO *et al.*, 2016), a estrutura da paisagem (GUIMARÃES *et al.*, 2016), índice de sustentabilidade ambiental (SILVA; LIMA, 2017), monitoramento de lençol freático em área irrigada (TEIXEIRA; SOUZA; ALBUQUERQUE, 2013) e salinidade de águas dos reservatórios (PALÁCIO *et al.*, 2011). Portanto, na busca sistemática não foram encontrados artigos que analisaram diretamente a qualidade físico-química da água, mas entre eles, Barros Neto *et al.* (2019) apontaram inferências diretamente relacionadas, apesar de situar a sua análise em outras bacias hidrográficas do Ceará, além da do Banabuiú. Os autores relataram que longos períodos de seca tornam maior a possibilidade da ocorrência de hipóxia nos corpos aquáticos em regiões semiáridas e, nessas condições, os peixes tendem a desenvolver adaptações para sobrevivência, o que foi observado nas bacias hidrográficas do rio Acaraú e Jaguaribe.

Quanto à busca mais ampla, Moura (2013) identificou concentrações de coliformes

totais, ferro, salinidade, nitrato e manganês em desacordo com o recomendado para abastecimento humano no rio Banabuiú. Lima e Silva (2018) verificaram que os mananciais dessa bacia hidrográfica apresentam índice de vulnerabilidade considerável principalmente pelo assoreamento e poluição. As áreas próximas ao baixo curso do rio são as propícias para plantio, tanto pela tipologia de solo nessa região como pela maior disponibilidade hídrica. Isso tem gerado maior pressão sobre tais áreas devido à instalação de perímetros irrigados (COSTA; SANTOS; OLIVEIRA, 2016).

#### ***4.3.3 Bacia hidrográfica do rio Coreaú***

A bacia hidrográfica do rio Coreaú apresenta 10.633,66 km<sup>2</sup> e também corresponde a cerca de 7% do território cearense, como a do Acaraú, porém com uma área de drenagem menor. Abrange 24 municípios e possui 9 reservatórios gerenciados pela COGERH. O rio principal percorre 167,5 km até afluir para o oceano Atlântico (COGERH, 2019). Da busca sistemática para o rio Coreaú foram encontrados 18 resultados (15 revisados por pares) e apenas um (VALENTIM; MENEZES; TEIXEIRA, 2018) selecionado.

A bacia hidrográfica possui um tempo de concentração baixo, em razão do formato em “pêra”, apesar de não apresentar declividades elevadas ou limitação de área. Devido a isso, há a formação de áreas alagadas ao longo dos cursos, que perdem sua conectividade lateral no período mais seco pela influência da semiaridez do nordeste brasileiro (SOUSA; COSTA; PAULA, 2017). Na área estuarina o tempo de residência da água tende a se elevar, formando um ambiente hipersalino. Isso ocorre pela influência dos longos períodos de estiagem e dos elevados índices de evaporação (VALENTIM; MENEZES; TEIXEIRA, 2018).

As atividades econômicas predominantes na região são agrícolas, em que se destacam a fruticultura e floricultura. Nas áreas do baixo Coreaú, são desenvolvidas atividades de carcinicultura. A qualidade da água dos reservatórios da bacia revela impactos ocasionados pela ação antrópica, especialmente durante a estação seca (TORRES; FALCÃO, 2015).

#### ***4.3.4 Bacias hidrográficas do rio Jaguaribe***

O rio Jaguaribe é o mais extenso do estado do Ceará e o conjunto de sub-bacias que o integram são divididas em Alto, Médio e Baixo Jaguaribe, além de seus afluentes do rio Salgado

e Banabuiú. Os cursos são influenciados por diversos reservatórios, cujo o de maior capacidade de armazenamento é o reservatório Castanhão (6.700 hm<sup>3</sup>) (ANA, 2017). O rio possui grande alternância sazonal e interanual de quantidade, com amplitudes que ultrapassam os 5000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (CAVALCANTE; CUNHA, 2011). A bacia hidrográfica do rio Jaguaribe apresenta solos predominantemente cristalinos, que favorecem um escoamento superior a infiltração (CAVALCANTE, 2018).

A bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe possui 24.636 km<sup>2</sup> de área de drenagem, 16,56% da área do estado. Abrange 24 municípios e 18 reservatórios monitorados pela COGERH. O médio Jaguaribe possui 10.509 km<sup>2</sup> e 7,09% de abrangência no Ceará, incluindo 13 municípios, com 13 reservatórios gerenciados pela COGERH. O baixo Jaguaribe recebe contribuições do alto e médio Jaguaribe, bem como do Banabuiú e possui somente um reservatório monitorado pela COGERH. Abrange 4,64% de área do estado e 9 municípios. Os resultados da busca sistemática para o alto, baixo e médio Jaguaribe estão indicados na figura 4 e descritos no quadro 7.

Figura 4 - Resultados da busca sistemática para os rios das bacias hidrográficas do Jaguaribe



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Quadro 7 - Principais contribuições da busca sistemática para a bacia hidrográfica do Jaguaribe

Autores	Principais contribuições
Molisani <i>et al.</i> (2012)	O reservatório Castanhão retém nitrogênio, fósforo total e sólidos suspensos para jusante do rio no período seco, e, apesar de ser fonte desses materiais no período chuvoso, a quantidade retida durante o estágio seco é representativamente superior.



Freire <i>et al.</i> (2013)	DBO, Nitrogênio total e fósforo total superior ao recomendado para classe II em trecho do rio Jaguaribe, no município de Tauá – CE, enquanto que houve o enquadramento dos parâmetros pH, coliformes termotolerantes e turbidez; foi observado ainda o melhoramento das concentrações de coliformes termotolerantes no período chuvoso.
Silva <i>et al.</i> (2017a)	Não identificou diferenças estatísticas em comparação da qualidade das águas pelo IQA em dois períodos distintos (2002 e 2004 / 2013 – 2015). Classificação do IQA das águas superficiais como “bom”.
Barroso <i>et al.</i> (2011)	Variabilidade das águas superficiais do rio jaguaribe quanto à qualidade para irrigação, no que se refere à presença de íons, porém no período de estudo não indicavam riscos à salinidade e sodicidade do solo, exceto em um trecho com valor de sódio mais elevado devido ao retorno de águas de áreas irrigadas para o manancial.
Araújo Neto <i>et al.</i> (2017)	Monitoramento de trecho a jusante do reservatório Trussu, comparação entre os usos da terra entre dois períodos (2002 – 2013) e a qualidade das águas subterrâneas e superficiais. Foi identificada diferença estatística apenas para bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), demonstrada pela elevação desse íon em período seco e de volume reduzido no reservatório responsável pela perenização desse vale.
Silva <i>et al.</i> (2017b)	Fosfato e nitrato passaram a ter mais peso fatorial na qualidade das águas superficiais quando a análise de componentes principais foi realizada em um intervalo de 10 anos, para as variáveis de pH, condutividade elétrica, razão de adsorção de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloreto, bicarbonato, sulfato, ortofosfato solúvel e nitrato

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

É notório que o identificado por Silva *et al.* (2017a) para o rio Jaguaribe contrasta como o indicado por Fernando *et al.* (2008) no Acaraú, apontando padrões distintos de resposta aos fenômenos hidroclimáticos.

Na busca ampla, Chaves *et al.* (2019) alertaram a degradação das águas na bacia do Alto Jaguaribe e iminente comprometimento da qualidade das águas superficiais de reservatórios. Destacando que mesmo em período chuvoso as águas do principal reservatório não conseguiam se recuperar dos elevados valores de clorofila *a* e turbidez. Santos *et al.* (2014) também constataram o risco, indicando a contribuição por atividades agrícolas e pecuárias como umas das principais fontes do aumento das concentrações de clorofila *a* e fósforo no mesmo reservatório, com pontos críticos no período seco, destacando a demanda por melhor controle das unidades territoriais que envolvem a qualidade da dinâmica hidrológica.

Ao avaliarem o IQA do conjunto de bacias hidrográficas do Jaguaribe, Oliveira *et al.*

(2017) identificaram um valor médio que classifica a água dos rios em bom estado, sendo o médio Jaguaribe a que apresentou melhor qualidade em relação às demais. Em cada uma das bacias hidrográficas o peso das variáveis para o índice foi distinto, sendo preponderantes em termos de significância a DBO, o OD e o nitrogênio inorgânico, para o alto, médio e baixo Jaguaribe, respectivamente.

Batista *et al.* (2016) classificaram as águas do rio Jaguaribe com salinidade média e baixa sodicidade, em um trecho que passa pelo Iguatu. Andrade e Maia (2018) identificaram que entre os anos de 2014 e 2015 a taxa de recuo das margens e de erosão foram baixas para o curso principal da bacia hidrográfica do baixo Jaguaribe, em razão de baixa precipitação, vazão e conseqüentemente de poucas oscilações no nível do rio, com valores mais expressivos em áreas degradadas sem vegetação. A zona estuarina é impactada pela atividade de carcinicultura que incide diretamente sobre a dinâmica da paisagem e sobre a qualidade dos rios, bem como da oferta hídrica, em que se busca alternativas atenuantes juntamente aos órgãos ambientais locais (SOARES *et al.*, 2007). Tal região tende a acumular fósforo no sedimento, o que além das características físico-químicas, estaria associado ao tempo de residência das águas estuarinas, em razão das características semiáridas em que se insere a rede hidrológica e da quantidade de reservatórios. Outro fator influente são as contribuições antrópicas, onde um aumento no nível trófico dessa área pode não favorecer a precipitação desse elemento nos sedimentos (MARINS *et al.*, 2007). Além disso, as áreas irrigadas no baixo Jaguaribe submetem o trecho fluvial à contaminação por pesticidas oriundos das áreas irrigadas (MILHOME *et al.*, 2009).

#### **4.3.5 Bacia hidrográfica do Curu**

A bacia hidrográfica do rio Curu abrange 15 municípios com uma área de drenagem de 8.750,75 km<sup>2</sup>, ocupando 6% do território cearense, com 13 reservatórios monitorados (COGERH, 2019). Para o rio Curu foram encontrados 27 resultados (23 revisados por pares) e apenas um deles foi selecionado (Palácio *et al.*, 2009)). Para o rio Canindé foram encontrados 6 resultados revisados por pares e para o rio Caxirobé não foram encontrados resultados.

Segundo Palácio *et al.* (2009) há um aumento de nitrato e fósforo no período chuvoso, pelo transporte de nutrientes através da bacia hidrográfica, havendo contribuições de áreas irrigadas e também do lançamento de esgotos a montante dos pontos de amostragem do rio. As

águas são impactadas pelas atividades antrópicas, principalmente de áreas irrigadas, no entanto, a sazonalidade foi um fator decisivo sobre a qualidade.

A drenagem da bacia é exorreica e deságua no oceano Atlântico através de um estuário sinuoso. A vegetação nessa área sofre os efeitos da degradação de atividades agropecuárias, apresentando ainda perímetros irrigados de importância para a região (DE SOUZA; SANTOS; OLIVEIRA, 2012). Boa parte do território da bacia hidrográfica do Curu está localizada sobre depressão sertaneja, mas as unidades de desenvolvimento econômico como os perímetros irrigados e indústrias estão na zona de tabuleiros e planícies fluviais. Essa região possui suscetibilidade a apresentar estresse hídrico, que além da ocorrência natural pela influência semiárida, são desenvolvidas práticas agrícolas por sistemas de irrigação ainda deficitários (GORAYEB *et al.*, 2005).

Em avaliação realizada por Gorayeb *et al.* (2007) o rio Curu apresentou concentrações de fósforo total acima dos limites recomendados para classe 2 (Resolução CONAMA 357/2005), principalmente em áreas sobre influência agrícola, o que não ocorreu para a variável nitrogênio amoniacal. Nesse mesmo trabalho, o rio Curu apresentou boas condições de cor e turbidez para a classe, sofrendo algumas variações principalmente em razão do tipo de solo na região e dos processos erosivos decorrentes também de atividades agrícolas.

Nascimento *et al.* (2019) identificaram ocupações e acúmulo de resíduos sólidos nas margens do rio Canindé, um dos tributários do curso principal da bacia. Tais ocupações estavam em desobediência ao estabelecido pelo Código Florestal nacional (2012). Lima e Sobrinho (2016) relataram a necessidade de disseminação de estudos relacionados aos recursos hídricos nessas localidades, como metodologia integrativa para a conscientização ambiental nas escolas locais.

#### **4.3.6 Bacia hidrográfica do Litoral**

A bacia hidrográfica do Litoral abrange 13 municípios e 13 reservatórios gerenciados pela COGERH. Com uma área de drenagem de 8.472,77 km<sup>2</sup>, representa 6% do território do estado. É caracterizada por muitas lagoas e lagos naturais pelo seu relevo e altitude. (COGERH, 2019). Está situada entre a bacia do Curu e Acaraú, com o rio Mundaú, Aracatiaçu e riacho Zumbi como os principais cursos fluviais. Para o rio Mundaú foram encontrados 24 resultados (17 revisados por pares), em sua maioria de outras localidades e os no estado do Ceará abordam

avaliações climáticas (ALVES *et al.*, 2016; DA SILVA *et al.*, 2010). Para o rio Aracatiaçu foram encontrados 3 resultados (1 repetido e 2 revisados por pares), sobre avaliação fisiográfica (BARROS *et al.*, 2016) de sistemas ambientais (RODRIGUES, 2015) e para o riacho Zumbi não foram encontrados resultados.

Na busca mais ampla, Mendes (2012) avaliou a dinâmica no estuário do rio principal da bacia hidrográfica do litoral, e entre outros aspectos da dinâmica da paisagem analisou as condições da qualidade das águas, onde a carcinicultura se destacou com uma das atividades influentes que pode influenciar nas concentrações de oxigênio dissolvido, além de fatores naturais como a salinidade nos períodos mais secos.

#### 4.3.7 *Bacias hidrográficas Metropolitanas*

A área possui 16 sub-bacias independentes, distribuída em 31 municípios, com 14 reservatórios gerenciados pela COGERH, totaliza 15.085 km<sup>2</sup> de área e representa 10,18% do território cearense (COGERH, 2019). Nessa zona estão as maiores demandas de abastecimento, principalmente da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF). Os resultados encontrados pela busca sistemática estão apresentados na figura 5 e no quadro 8.

Figura 5 - Resultados para a busca sistemática nas bacias hidrográficas metropolitanas



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Quadro 8 – Principais contribuições da busca sistemática para as bacias hidrográficas metropolitanas

Autores	Principais contribuições
Barbosa (2015)	Concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo, além de outras variáveis, como metais pesados indicam a deterioração da qualidade das águas do rio

	Cocó, após área que abriga disposição irregular de resíduos em campo aberto.
Lima e Sales (2018)	Adequação aos padrões de qualidade para classe 1 de cursos hídricos inseridos em contexto de ocupação rural, na bacia hidrográfica de contribuição para o rio Jubaia em Maranguape.

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Na busca mais ampla, de acordo com Albuquerque e Souza (2016), o crescimento populacional nas bacias hidrográficas metropolitanas revela a emergência em reflorestar as nascentes, controlar o despejo de efluentes sanitários nos rios, revitalizar as margens das planícies fluviais, gerenciar melhor os resíduos sólidos e monitorar as águas superficiais e subterrâneas. Os principais agentes causadores de poluição da qualidade das águas no rio cocó são os efluentes sanitários e resíduos sólidos, incluindo concentrações de nitrogênio amoniacal, fósforo total, oxigênio dissolvido e *Escherichia coli* fora dos padrões de qualidade para águas doces classe II, principalmente devido às contribuições contínuas (SILVA, 2013). Através da modelagem de qualidade da água, foi possível classificar uma extensão do rio Pacoti como classe 4 e apenas a nascente apresentou condições de adequação para classe 2, mostrando o alto impacto sobre a qualidade das águas de descargas nos mananciais, das quais a principal contribuinte para deterioração da qualidade das águas são as estações de tratamento de esgoto sem eficiência almejada e os déficits de esgotamento sanitário (LIMA; MAMEDE; LIMA NETO, 2018).

#### **4.3.8 Bacia hidrográfica do Salgado**

A bacia hidrográfica do rio Salgado abrange 23 municípios, possui 15 reservatórios gerenciados pela COGERH e conta com um dos melhores aquíferos subterrâneos do estado. A sua área de drenagem equivale a 12.865 km<sup>2</sup> e ocupa 8,25% do estado (COGERH, 2019). O resultado da busca sistemática está apresentado na figura 6 e no quadro 9.

O rio Salgado está fortemente impactado pelas áreas urbanas e atividades agropecuárias, com degradação de grande magnitude das margens (BARROS, 2019; RIBEIRO, 2018). Rangel Junior *et al.* (2016) identificaram gêneros fitoplanctônicos com afinidade mesotrófica em trechos da bacia do Salgado, indicando a possibilidade de impacto de atividades

antrópicas no curso.

Figura 6 - Resultados para a busca sistemática na bacia hidrográfica do Salgado



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Quadro 9 – Principais contribuições da busca sistemática para a bacia hidrográfica do Salgado

Autores	Principais contribuições
Fontenele <i>et al.</i> (2011)	A qualidade da água é influenciada pelo lançamento pontual poluentes e pela sazonalidade, com aumento do nitrato, cloretos, sulfato e coliformes totais na estação seca. A estação chuvosa promove a diluição dos contaminantes.
Lima <i>et al.</i> (2020)	Verificaram o impacto negativo de lagoas de estabilização em trecho de rio da mesma bacia, pela introdução de biomassa fitoplanctônica e desequilíbrio da diversidade natural, além do incremento de turbidez e nitrogênio amoniacal nos pontos de jusante.

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

O rio Salgadinho é um dos tributários com características consumo potável direto e para a balneabilidade devido às elevadas concentrações de coliformes termotolerantes e presença de helmintos, apesar disso, ainda é utilizado para irrigação por algumas comunidades que realizam plantio nas proximidades de áreas urbanas (NUNES *et al.*, 2019). Outro alerta para os fatores que afetam a qualidade das águas consiste na existência de disposições irregulares de resíduos sólidos em campo aberto. Esses contribuem com efluentes ricos em metais pesados para os cursos hídricos na bacia, em especial nos maiores centros urbanos (SABIÁ *et al.*, 2015). O curso do rio Salgadinho, em seu trecho mais urbanizado encontra-se em condições hipereutróficas, com características acima das recomendações de padrão classe II (FAUSTINO *et al.*, 2018). A contribuição de nitrogênio por lagoa de estabilização nessa região afeta em maiores proporções a qualidade da água do rio no período seco, mas não há evidência estatística

significativa nesse sentido (MARTINS, 2019). Para essa variável, as concentrações também estão predominantemente acima do limite recomendado para classe II (MARTINS, 2018).

O IQA determinado por Souza (2014) em pontos distribuídos ao longo de 52km do rio batateiras, jusante de municípios com população relativamente representativa na bacia hidrográfica mostrou claramente a interferência das atividades humanas sobre as alterações do índice, em especial sobre as variáveis CTT, DBO e OD, essas estão diretamente relacionadas às contribuições por esgoto doméstico e indicaram a existência dessa contaminação sobre o manancial.

#### ***4.3.9 Bacias hidrográficas dos Sertões de Crateús e da Serra da Ibiapaba***

As bacias hidrográficas da Serra da Ibiapaba e dos Sertões de Crateús formavam uma única região hidrográfica – a do Parnaíba. Em 2011, foram divididas principalmente para viabilizar uma melhor logística de gestão (BOUTY *et al.*, 2014). A subdivisão foi efetivada pelo diário oficial do estado em primeiro de fevereiro de 2012 (CEARÁ, 2012).

A área de drenagem da bacia hidrográfica dos Sertões de Crateús corresponde a 10.821 km<sup>2</sup> e abrange nove municípios que contam com 10 reservatórios monitorados pela COGERH. Enquanto que a da Serra da Ibiapaba abrange 10 municípios, possui 5.987, 75 km<sup>2</sup> de área de drenagem e apenas um reservatório monitorado pela COGERH. (COGERH, 2019). Após a busca sistemática pelos rios indicados no quadro 1 somente para a busca ao Rio Poti, foi selecionado um trabalho (OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018). Para o rio Jaburu e Macambira não foram encontrados resultados, para Uruçu, Pirangi, Catarina e Poti foram encontrados 48(45 revisados por pares), 10 (8 revisados por pares), 2 (revisados por pares) e 26 (revisados por pares), respectivamente, no entanto boa parte deles relatavam sobre rios de mesmo nome em outras regiões brasileiras.

Oliveira Filho e Lima Neto (2018) utilizaram o QUAL-UFMG para modelagem de alguns cenários em trecho do rio Poti e identificaram desvios ao enquadramento para águas classe II, pela resolução CONAMA nº 357 / 2005 e a possibilidade de aplicação desse método de modelagem para rios de regiões semiáridas.

Os sertões de Crateús sofrem de forma severa os impactos do estresse hídrico (EVANGELISTA, 2019; ROSA, 2019; SENA *et al.*, 2014). A região é afetada por pastagens, cultivos agrícolas e áreas urbanas (RIBEIRO; ALBUQUERQUE, 2017). A Serra da Ibiapaba

possui como atividade econômica principal a produção agrícola convencional. É nessa região onde está localizada uma das Centrais de Abastecimento do Ceará (CEASA) (TAVARE *et al.*, 2014). Para essas duas bacias hidrográficas foi encontrado um menor número de contribuições.

#### **4.4 Conclusão**

O estudo bibliográfico permitiu encontrar 569 artigos, no entanto somente 11 foram selecionados para discussão de suas contribuições, demonstrando a necessidade de mais estudos voltados à avaliação da qualidade das águas dos rios no estado. Quanto à busca ampla foram selecionadas 19 contribuições. Logo, aproximadamente apenas 2% dos artigos encontrados trataram do entendimento da qualidade das águas dos rios cearenses. As águas dos rios cearenses estão fortemente impactadas. Os principais incidentes recorrentes foram o lançamento de efluentes sanitários em condições inadequadas, os impactos das atividades agrícolas e da carcinicultura. A maioria das avaliações tratam dos aspectos qualitativos com o uso de índices de qualidade e/ou sobre a perspectiva sazonal, por ser essa última uma das variantes mais evidentes no sistema hídrico local.



## 5 VARIAÇÃO SAZONAL E INTERANUAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

### 5.1 Introdução

A dinâmica hidrológica varia sazonalmente e interanualmente, a partir de fatores dependentes das condições climáticas e ambientais. Hemingway *et al.* (2017) avaliaram as escalas de variação interanuais e sazonais em rios úmidos para compreender o papel dos rios no ciclo do carbono e identificaram mudanças temporais relevantes em áreas úmidas tropicais, destacando dois processos específicos: a exportação de material orgânico particulado das florestas e a sua mineralização em áreas permanentemente inundadas, antes da chegada ao rio. Datry *et al.* (2018) avaliaram as contribuições de CO<sub>2</sub> dos rios intermitentes em razão da total secagem do leito e acúmulo de plantas no sedimento. Quando totalmente seco, com o retorno do fluxo e inundação do sedimento há o consumo do material por ação microbiana.

Esse processo depende da aridez, cobertura da vegetação, largura do leito e tempo do estágio seco. Tal efeito também foi verificado por Shumilova *et al.* (2018), inclusive na avaliação das características do lixiviado no leito dos rios, sobre diferentes condições, onde em áreas de rios intermitentes ou temporários há uma maior quantidade de material biodisponível, em razão da serapilheira formada no próprio sedimento, e, portanto, maior aporte de nutrientes. Campo, Gómez e Singer (2019) simularam leitos de rios secos em microcosmo e afirmaram que durante a fase seca os rios são reatores abióticos da ciclagem de carbono, retendo-o no sedimento, mas destacou que o experimento deve ser revisto em condições ambientais de campo. Variações sazonais no semiárido têm impacto na vulnerabilidade às fontes de carga poluidora. Em alguns períodos, mesmo na estação chuvosa, a capacidade de autodepuração do rio é reduzida (OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018).

Os fenômenos atmosféricos do hemisfério sul influenciam sua hidrologia e evidenciam a necessidade de pesquisas sobre o entendimento do fluxo dos rios e suas variantes (LI; MCGREGOR, 2017). As variabilidades sazonal, interanual e espacial são notórias e devem ser analisadas para o gerenciamento dos recursos hídricos (ONYUTHUA; WILLIAMS, 2017). No estado do Ceará, inserido no semiárido brasileiro, a estação chuvosa ocorre entre dezembro/janeiro a junho/julho, de acordo com as condições atmosféricas e a variabilidade da paisagem. No entanto, as chuvas são concentradas entre fevereiro e maio, o que é favorecido pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (RIBEIRO, 2017; PESSOA *et al.*, 2017).

O rio de grande e médio porte flui normalmente de fevereiro a junho, conduzido por

estações chuvosas regulares ou acima da média, enquanto secam naturalmente durante os outros meses. Quanto às oscilações interanuais, as descargas de fluxo apresentam um coeficiente de variação geralmente acima de 1,0 (GÜNTNER; BRONSTERT, 2004), pois a precipitação local é influenciada principalmente por fenômenos oceânicos-atmosféricos, como o El-Niño, que inibe a formação de nuvens mudando a posição da célula Walker e transfere a ZCIT para a faixa mais ao sul (ZANELLA, 2014; COSTA *et al.*, 2017), enquanto fluxos mais altos são esperados durante os períodos de La-Niña. A construção de reservatórios e as mudanças no uso da terra nas bacias hidrográficas aumentam a variabilidade do fluxo do rio (VIRÃES; CIRILO, 2019).

Muitos trabalhos utilizaram índices de qualidade da água com informações sobre o impacto de poluentes para os mananciais (REGMI *et al.*, 2017; SHARIFINIA *et al.*, 2017; PERRIN *et al.*, 2018; BILGIN, 2018; DUTTA *et al.*, 2018). Na maioria das abordagens, a sazonalidade do sistema hidrológico é considerada, mas mudanças interanuais ainda demandam avaliações técnicas e científicas mais precisas.

Por outro lado, não há síntese para a dinâmica da qualidade da água dos rios na região, o que pode ajudar a apresentar as vulnerabilidades dos ecossistemas em face às intervenções urbanas e mudanças no uso da terra e / ou contribuir para o processo de enquadramento da água, fundamental para regular os usos múltiplos e as atividades de uso da terra relacionadas à qualidade dos cursos hídricos.

O objetivo deste capítulo consistiu em avaliar as variações na qualidade da água dos principais rios monitorados no Ceará, nas escalas sazonal e interanual e determinar a porcentagem de concordância das amostras de água do rio com relação aos padrões nacionais de qualidade da água para classe 2, a partir de dados de qualidade da água monitorados entre 2013 a 2018 pela SEMACE nos rios intermitentes e trechos perenizados no estado do Ceará.

## **5.2 Metodologia**

### ***5.2.1 Obtenção de dados e local de abrangência da pesquisa***

Regiões semiáridas são assim definidas por possuírem algumas características marcantes como a classificação de classificação de Köppen- Geiger, a qual considera aspectos hidrológicos e de composição vegetacional, indicando a tipologia “B” como zonas áridas; outro critério de classificação consiste no índice de aridez entre 0,2 a 0,5, acima de 0,65 são ambientes

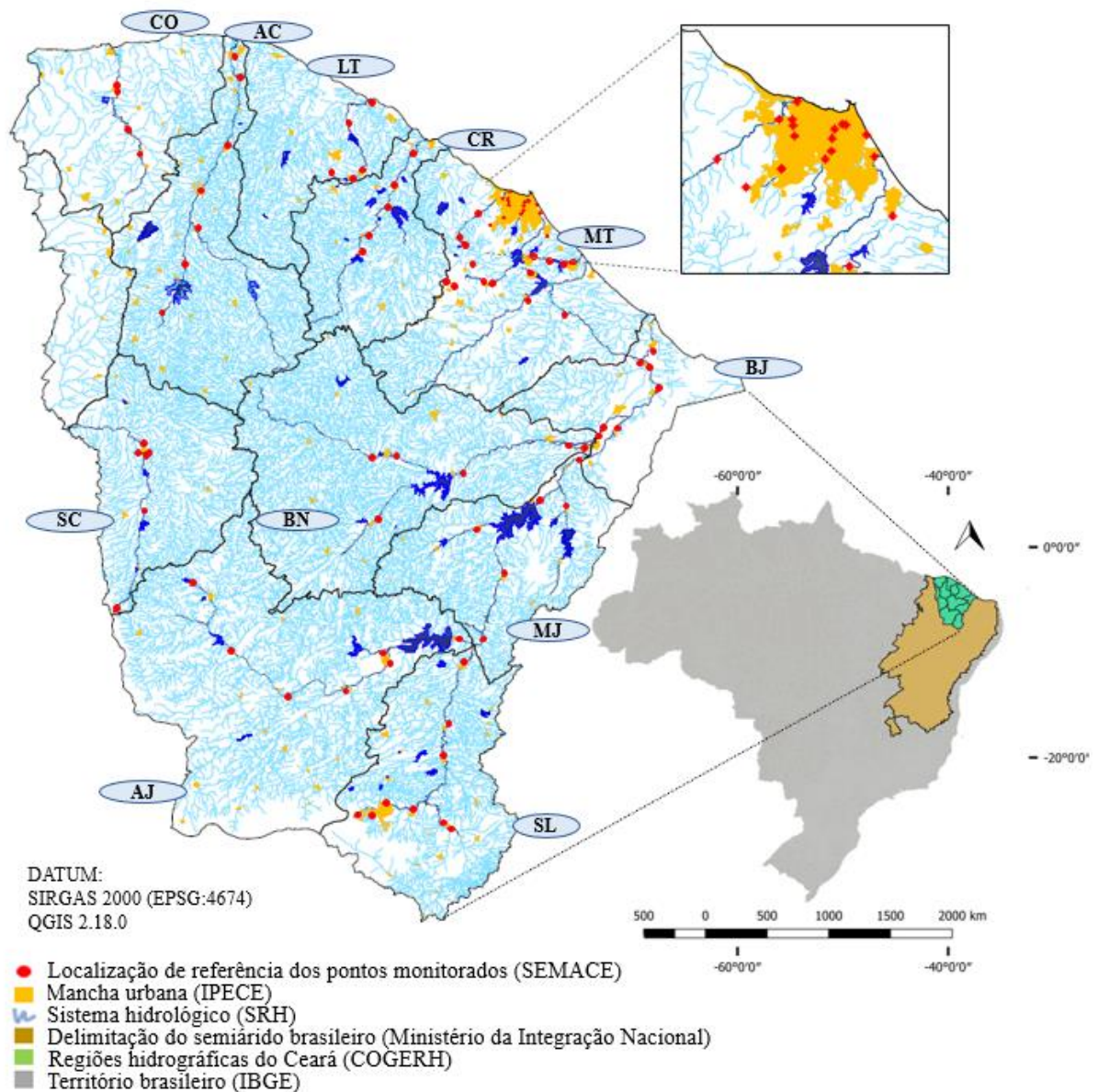
mais áridos. Algumas metodologias consideram a precipitação acumulada anual inferior a 500mm, outros a 600mm ou ainda a 800mm como critério de delimitação de regiões semiáridas. No entanto, o contorno somente por essa condição não se mostra apropriado para abrangência de áreas semiáridas de modo geral (ALVALÁ *et al.*, 2019; HUANG *et al.*, 2016; MIDDLETON; THOMAS, 1997).

No Brasil, a delimitação mais recente do semiárido foi definida pelo Ministério da Integração Nacional e incluiu parte dos estados de Alagoas (38 municípios), Bahia (278 municípios), Ceará (175 municípios), Maranhão (2 municípios), Minas Gerais (91 municípios), Paraíba (194 municípios), Pernambuco (123 municípios), Piauí (185 municípios), Rio Grande do Norte (147 municípios) e Sergipe (29 municípios), totalizando uma área de 1.128.697 Km<sup>2</sup> e uma população de 27.870.241 habitantes. As principais características incluem, nesse caso, uma insolação média de 2.800 horas por ano, temperaturas médias entre 23 a 27°C, evaporação média de 2000mm/ano, umidade relativa do ar média cerca de 50%, sazonalidade marcante de precipitações, presença de sólidos cristalinos (BRASIL, 2017).

A área selecionada para o presente estudo está inserida na delimitação e pertence ao estado do Ceará, a qual concentra uma quantidade considerável de reservatórios (ver item 4) e contempla uma rede hídrica bastante fragmentada, cuja continuidade é dependente da precipitação interanual. Os pontos de monitoramento por parte da SEMACE (disponibilizados a partir do processo SPU nº 02873103/2019 – ver anexo I) estão distribuídos em onze regiões hidrográficas (Acaraú, Banabuiú, Coreaú, Alto Jaguaribe, Médio Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Litoral, Metropolitanas, Salgado e Sertão de Crateús). A distribuição espacial dos locais monitorados está apresentada na figura 7. As referências de localização e as coordenadas destes podem ser verificados nos apêndices I e II, respectivamente.

O programa de monitoramento ambiental das águas superficiais dos principais rios do estado do Ceará, abrange 93 locais de amostragem e 49 fazem parte da Rede Nacional de Qualidade de Água (RNQA)/ANA. As campanhas foram realizadas trimestralmente para cada bacia hidrográfica com métodos padronizados e publicados pela Resolução da Agência Nacional das Águas Nº 724, de 03 de outubro de 2011. O monitoramento é realizado predominantemente em áreas urbanas, considerando pontos estratégicos para avaliação qualitativa da rede fluvial.

Figura 7 - Distribuição espacial dos pontos monitorados



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

### 5.2.2 Variação de precipitação sazonal e interanual

O agrupamento sazonal ocorreu pela seleção dos valores de precipitação registrados para os meses secos e chuvosos. Para delimitação dos períodos sazonais foi adotado o princípio do método de Gregory (1979) reproduzido por Moura *et al.* (2017), no qual o limite que determina meses em estação seca ou chuvosa corresponde ao valor da mediana da série histórica. Para definição da normal climatológica, a precipitação mensal e a normal climática (1981-2010) foram obtidas através dos registros entre os anos de 2013 a 2018, com dados

disponibilizados pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos do Ceará (FUNCEME).

A variabilidade interanual da precipitação da bacia hidrográfica observada foi medida classificando a precipitação em termos de Índice de Precipitação Padrão (SPI-12) de 12 meses (MCKEE *et al.*, 1993), que fornece a severidade de períodos hidrológicos extremos, como secas (WILHITE; GLANTZ, 1985).

O SPI foi desenvolvido com o intuito de monitorar a ocorrência de secas, atualmente é um dos índices mais utilizados mundialmente nesse sentido. Ele considera que a distribuição de precipitação segue uma curva gama e utiliza essa função de acordo com uma escala de interesse para obtenção dos valores comparativos. A escala de tempo pode variar de acordo com o tipo de estudo e como o tempo de seca a ser considerado afeta o objeto estudado (SALEHNIA *et al.*, 2017).

O detalhamento equacional pode ser verificado em Edwards e Mckee (1997). Os valores de SPI são classificados em seis categorias: extremamente úmido (2), muito úmido (1,5 a 1,99), moderadamente úmido (1 a 1,49), quase normal (-0,99 a 0,99), moderadamente seco (-1 a -1,49) , severamente seco (-1,5 a -1,99), extremamente seco (2). Uma seca ocorre quando os valores de SPI são continuamente negativos e atingem -1,0 ou menos (MCKEE *et al.*, 1993). Os resultados do SPI-12 foram gerados usando o software MDM (Meteorological Drought Monitoring) (SALEHNIA *et al.*, 2017), considerando 30 anos de série temporal de precipitação (1988-2018), sendo esse requisito mínimo para aplicação do teste.

### ***5.2.3 Agrupamento interanual e sazonal dos dados de qualidade das águas***

Os testes estatísticos e os respectivos grupos definidos foram: para avaliação interanual – teste de normalidade (Shapiro-Wilk) para cada ano e teste de diferenças estatísticas (Kruskal-Wallis) comparando os resultados entre os anos, em cada bacia hidrográfica e por variável; para avaliação sazonal – teste de normalidade em cada período seco ou chuvoso e teste de diferenças estatísticas comparando o período seco e chuvoso dos resultados de cada bacia hidrográfica e por variável.

- *Teste Shapiro – Wilk*

Muitas avaliações estatísticas são elaboradas considerando uma função de distribuição de probabilidade de sua ocorrência, em especial a distribuição normal (SHAPIRO; WILK, 1965). A aplicação de testes inferenciais requer que seja verificada a normalidade, pois fugas à distribuição normal podem comprometer os resultados de algumas avaliações estatísticas (PINO, 2014).

A distribuição normal pode ser preliminarmente verificada graficamente pela assimetria de distribuição do histograma de dados. Testes estatísticos também podem ser utilizados para verificações mais precisas e estes podem ser realizados a partir de funções de distribuição empírica, de regressão e correlação e em momentos. Entre eles, o mais utilizado baseado em regressão é o Shapiro-Wilk, apresentando boa capacidade de resposta para amostras sem outliers quando comparado com outras metodologias (HONÓRIO; GOMES, 2019; PINO, 2014). Essa ferramenta de avaliação da normalidade foi inicialmente desenvolvida para amostras pequenas ( $n < 20$ ) (SHAPIRO; WILK, 1965), em posterior foi ampliada a possibilidade de agrupamento de maior quantidade de dados de uma mesma amostra ( $3 < n < 2000$ ), por esse motivo foi adotado para a presente pesquisa, (ROYSTON, 1982). O resultado das determinações está associado ao valor de  $W$ , relacionado a um nível de significância, geralmente 0,05. Seguem descritas as etapas de sua obtenção. Para o presente trabalho, o teste foi realizado no software R versão 3.5.3, cuja aplicação está ilustrada na figura 8.

As hipóteses do teste de normalidade Shapiro-Wilk são:

$H_0$  = A amostra provém de uma população normal.

$H_1$  = A amostra não provém de uma população normal.

Considerando uma amostra de tamanho  $n$ , deve-se:

1. Organizar a amostra em ordem decrescente.
2. Calcular  $s^2$  (equação 01).

$$s^2 = \sum_{1}^{n} (y_i - \bar{y}) \quad (01)$$

1. Se  $n$  é par,  $n=2k$  (equação 02).

$$b = \sum_{i=1}^k a_{n-1+1} (y_{n-i+1} - y_i) \quad (02)$$

$a_{n-1+1}$  são valores tabelados.

2. Se  $n$  é ímpar,  $n=2k+1$  (equação 03)

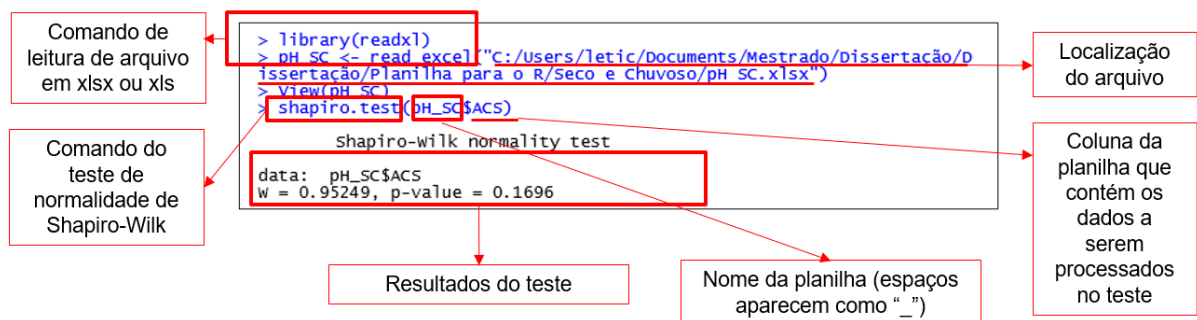
$$b = a_n(y_n - y_1) + \dots + a(k+2 - y_k) \quad (03)$$

1. Determinar  $W$  (equação 04)

$$W = \frac{b^2}{s^2} \quad (04)$$

2. O valor de  $W$  está associado a um valor de  $p$ , que define o limite da região de rejeição da hipótese nula.

Figura 8 - Aplicação do teste de normalidade de Shapiro-Wilk no software R



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

- *Teste de Kruskal-Wallis*

É um teste não paramétrico que pode ser utilizado para comparar duas ou mais

populações, sendo uma extensão do teste U de Mann-Whitney (Wilcoxon). Como não é considerada a distribuição normal como requisito do teste, ele compara fileiras de dados a partir de seu posto (WALPOLE; MYERS; MYERS, 1998; MCKIGHT; NAJAB, 2009).

Considerando um conjunto de dados que pode ser dividido em subconjuntos (k) e um  $\alpha = 0,05$ , têm-se:

Hipóteses do teste:

$H_0$  = Os subconjuntos pertencem à mesma população, não há diferenças significativas entre os grupos.

$H_1$  = Os subconjuntos não pertencem à mesma população, há diferenças significativas entre os grupos.

1. Determinação do grau de liberdade (df) (equação 05)

$$df = k - 1 \quad (05)$$

2. Organização os dados de todos os subconjuntos em ordem crescente, cada um ocupará uma posição na ordem e o número que representa a sua posição ou também denominado posto é tomado como fator representativo para os elementos dos grupos ( $r_i$ ).
3. Determina-se o valor de H (equação 06) para comparação com H crítico ( $H_c$  – Valores tabelados).

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{i=1}^k \frac{r_i^2}{n_i} - 3(n+1) \quad (06)$$

Onde:

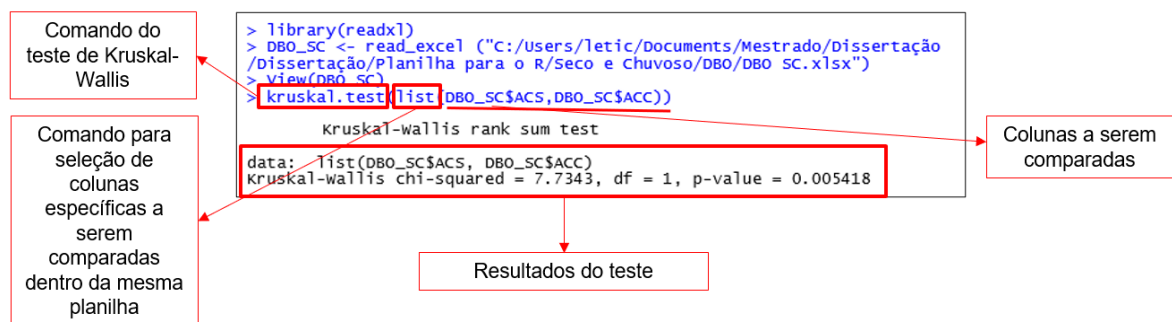
$n$  = total de elementos do conjunto;  $n_i$  = total de elementos em cada subconjunto;  $r_i$  = somatório dos postos de cada subconjunto

De acordo com o grau de liberdade o valor de H é comparado ao H de região crítica ( $H_c$ ). Caso  $H \leq H_c$ , aceita-se a hipótese nula. No software R, são gerados os valores do grau de liberdade, o H é calculado e o valor de p, quando  $p < 0,05$  rejeita-se a hipótese nula e aceita-se a hipótese alternativa.



O quantitativo de dados por grupo e por trecho monitorado está indicado na Tabela 1. Após agrupados, os dados foram inseridos no software R (versão 3.5.3) para elaboração de gráficos com diagramas em caixa (box-plot), na tentativa de verificar preliminarmente as diferentes tendências de variação e a correlação dos outliers com possíveis características dos pontos amostrais e posteriormente para o desenvolvimento dos referidos testes, sendo esses realizados com e sem a identificação de outliers, os quais foram verificados pelo método do intervalo interquartil (MORETTIN; SINGER, 2019; ASSUNÇÃO, 2017)(ver figura 10). Após obter os valores de  $p$  e contrastá-los com as hipóteses dos testes, considerando um nível de confiança de 95% foi realizada a relação percentual para conhecer o valor relativo dos grupos que apresentaram distribuição normal e o valor relativo dos grupos que apresentaram diferenças estatísticas significativas.

Figura 9 - Aplicação do teste comparativo entre grupos de Kruskal-Wallis no software R



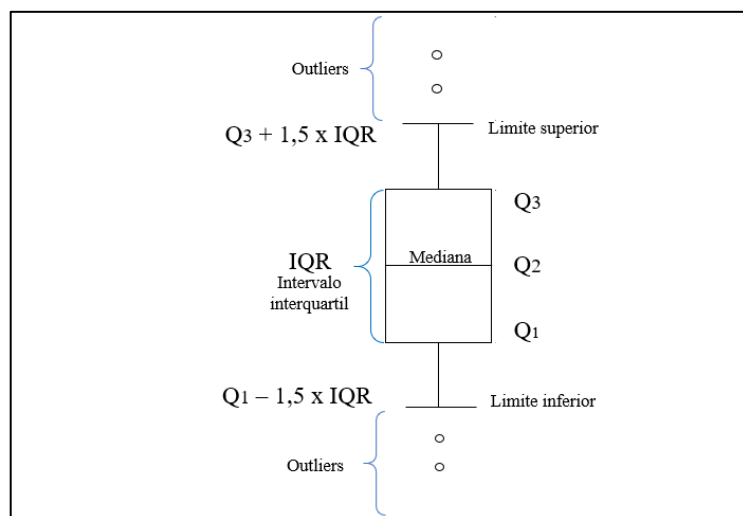
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Tabela 1 - Quantitativo de dados por trecho monitorado e por agrupamento

Mananciais			Agrupamento Interanual						Agrupamento Sazonal			
	Região hidrográfica	Rio Principal	Tributário ou córregos	Total	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Seco	Chuvoso
AC		Acaraú (5)	Groaíras (1)	61			8	13	20	20	33	28
BN		Banabuiú (4)	Quixeramobim (2)	32		6	3	9	5	9	14	18
CO		Coreaú (4)	-	42			5	5	19	13	25	17
CR		Curú (4)	Canindé (1)	36			4	6	12	14	12	24
AJ		Jaguaribe (5)	Trissi (1); Trussu (1)	84	19	9	3	17	19	17	40	44
MJ		Jaguaribe (4)	Riacho do Sangue (1) Figueiredo (1)	82	14	11	8	16	16	17	38	44
BJ		Jaguaribe (6)	Canal do Trabalhador (1)	79	14	10	12	11	15	17	30	49
LT		Mundaú (5)	-	56			6	16	15	19	24	32
MT		Choró (1); Pacoti (5); Catu (1), Ceará (5); Malcozinhado (3); Cocó (8); Maranguapinho (6)	Ererê (1); Canal do trabalhador (1)	254		17	50	83	69	35	99	155
SL		Salgado (4)	Riacho Salgadinho (3); Rio Batateiras (1); Riacho dos Porcos (1)	89		6	12	22	24	25	46	43
SC		Poti (6)	-	41		1	8	9	9	14	20	21
			<b>Total</b>	856	47	60	119	207	223	200	381	475

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 10 - Método do intervalo interquartil para a verificação de outliers



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

### 5.2.4 Avaliação de classificação da qualidade da água

As variáveis disponibilizadas em comum às definidas na resolução CONAMA n° 357/2005 foram: potencial hidrogeniônico (pH), cor verdadeira, turbidez, nitrogênio inorgânico total (nitrato, nitrito e amônia), demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total (PT), clorofila *a*, sólidos totais dissolvidos (STD) e coliformes termotolerantes (CTT). Optou-se por avaliar o enquadramento à classe II, sendo esse um dos minimamente mais almejados pelos padrões nacionais do ponto de vista da possibilidade de uso para consumo humano após tratamento convencional. Os limites indicados para as variáveis mencionadas estão apresentados na tabela 2.

Tabela 2 - Limites indicados pelo CONAMA para classe II utilizados como referência na comparação das variáveis analisadas

<b>6 &lt; pH &lt; 9</b>	<b>Clorofila a (<math>\mu\text{g L}^{-1}</math>) &lt; 30</b>	<b>AMT (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b> até 3,7 quando $\text{pH} \leq 7,5$
<b>Turbidez (NTU) &lt; 100</b>	Fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) < 0,05	
<b>Cor verdadeira (UH) &gt; 75</b>	CTT (NMP ( $(100\text{mL})^{-1}$ )) 2000	até 2,0 quando $7,5 > \text{pH} \leq 8,0$
<b>OD (<math>\text{mg L}^{-1}</math>) &gt; 5</b>	Nitrato < $10 \text{ mg L}^{-1}$	até 1,0 quando $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$
<b>DBO (<math>\text{mg L}^{-1}</math>) &lt; 5</b>	Nitrito < $1 \text{ mg L}^{-1}$	até 0,5 quando $\text{pH} > 8,5$

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

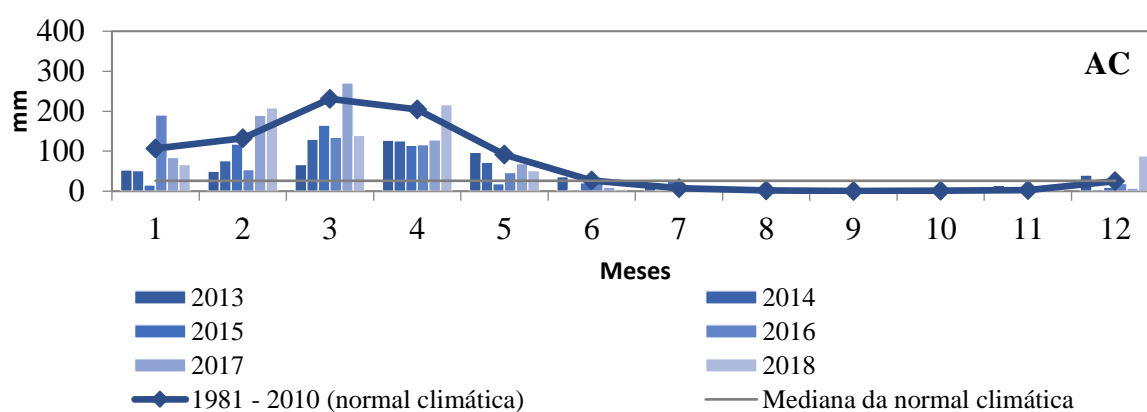
Sabiá (2008) retratou o conceito de “tolerância” de enquadramento como sendo um percentual de 10% dos dados que superavam a classe desejada, ao estudar um trecho de rio da bacia do Salgado. Esse limite também é utilizado em estudos de regularização de vazão, para determinar a  $Q_{90}$  que corresponde à vazão de garantia em 90% do tempo (FERNANDES, 2016). O mesmo conceito também foi utilizado no presente trabalho, observando os percentuais de enquadramento do conjunto amostral para as variáveis com os dados disponibilizados.

## 5.3 Resultados e discussão

### 5.3.1 Interanualidade e sazonalidade de precipitação e seus efeitos hidrológicos em bacias hidrográficas do semiárido brasileiro (2013 a 2018)

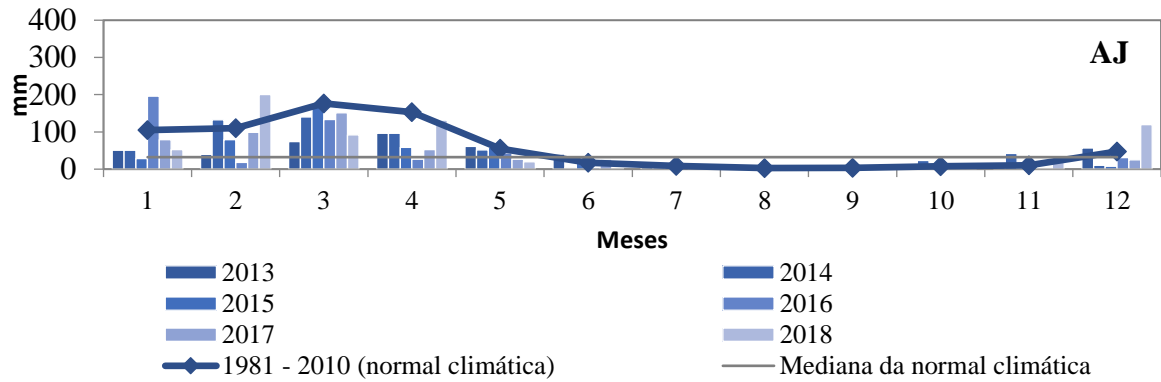
Durante o período do estudo, como observado nas figuras 11 a 21, a estação chuvosa começou em dezembro em alguns anos para as bacias hidrográficas: *SL* (2013, 2016); *AJ* (2014 - 2018) e em 2018 para o *MT*, *CO*, *CR*, *LT*, *BJ* e *AC*. A duração da estação chuvosa variou de ano para ano, mas geralmente se encerrou em maio, abril ou junho. Em alguns casos, estendeu-se até julho: *BJ* (2017), *CO* (2013), *CR* (2017), *LT* (2015), *MJ* (2013, 2015), *MT* (2016, 2017). Essa variabilidade ocorre porque o estado do Ceará possui compartimentos geoambientais com áreas mais úmidas no sul do estado, estendendo-se para o sudoeste; áreas do interior da região central e faixas costeiras (FUNCEME, 2009). Esse efeito é influenciado pelas características edafoclimáticas e há transformações das correntes de ar dos processos oceânicos-atmosféricos ao adentrarem no interior do estado. Entretanto, em uma avaliação geral, as chuvas podem se concentrar entre fevereiro e maio, favorecidas pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) (RIBEIRO, 2017; PESSOA *et al.*, 2017. Em termos da influência da ZCIT, segundo Xavier (2000) o estado do Ceará pode ser dividido em sete regiões que apresentam semelhança de regime de precipitações, que seriam: Litoral norte, Litoral do Pecém, Litoral de Fortaleza, Maciço de Baturité, Ibiapaba, Jaguaribana, Cariri e Sertão Central junto ao Inhamuns, dessas regiões a de menor precipitação anual média seria a Sertão Central e Inhamuns (que abrange parte das bacias hidrográficas *AJ*, *SC* e *BN*) seguida da Jaguaribana (*BN* e *BJ*). Essa realidade foi também identificada para os anos avaliados na presente pesquisa.

Figura 11 - Distribuição de chuvas mensal e anual na bacia hidrográfica do Acaraú (2013 - 2018)



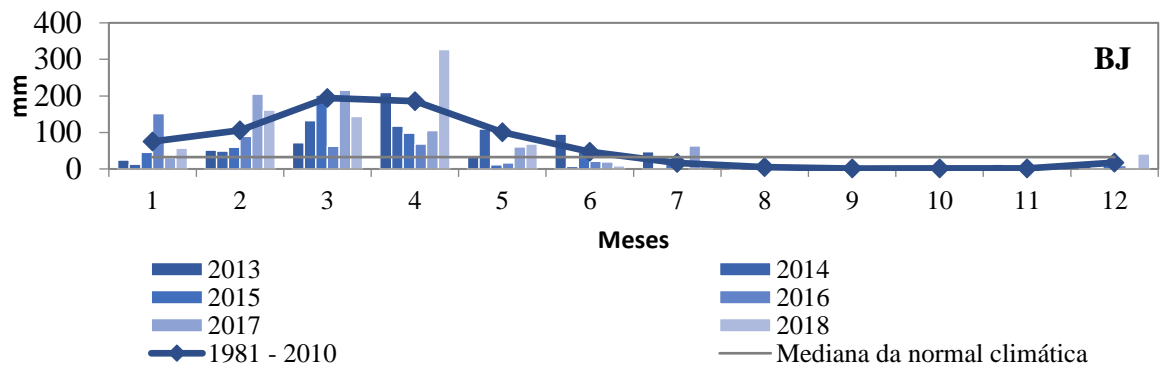
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 12 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe



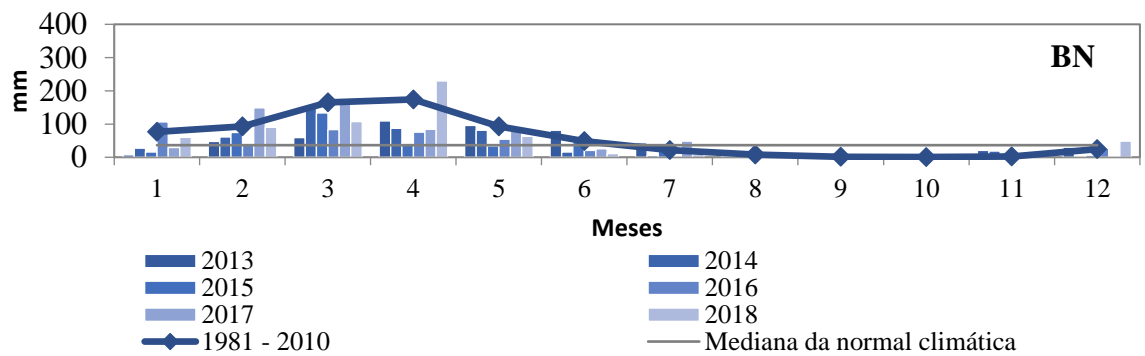
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 13 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Baixo Jaguaribe



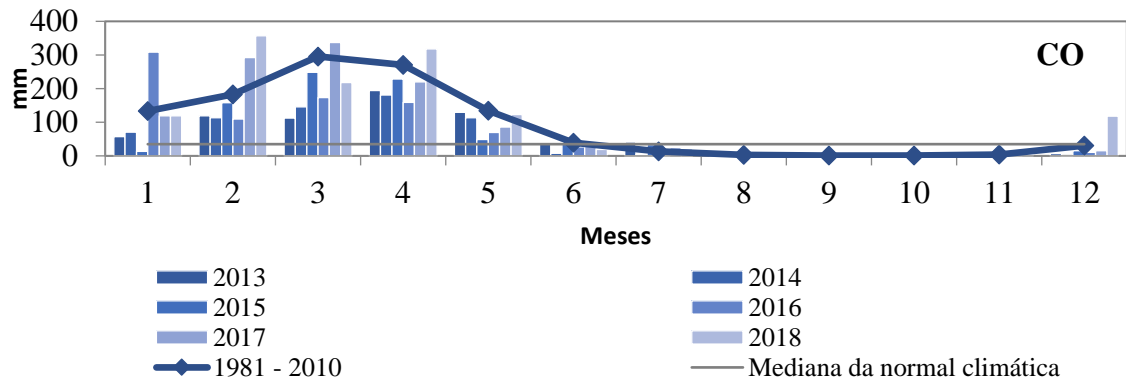
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 14 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Banabuiú



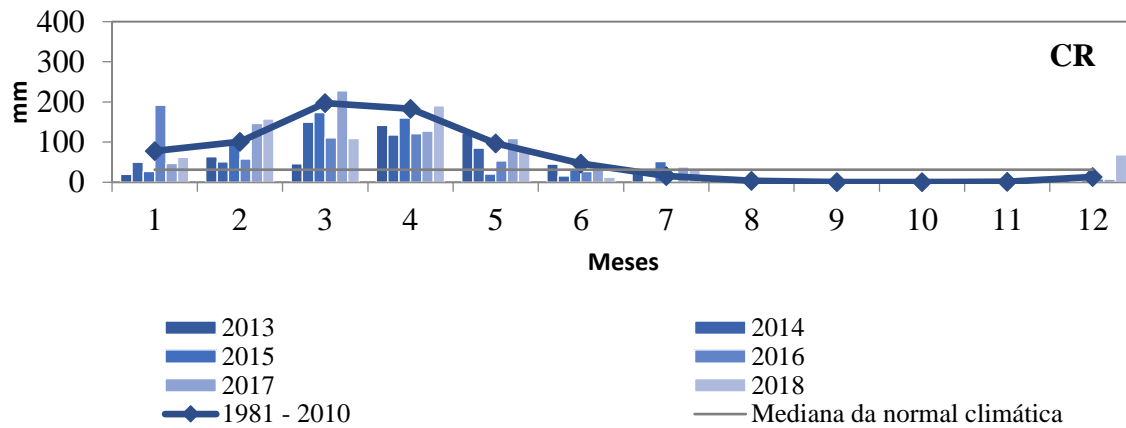
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 15 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Coreaú



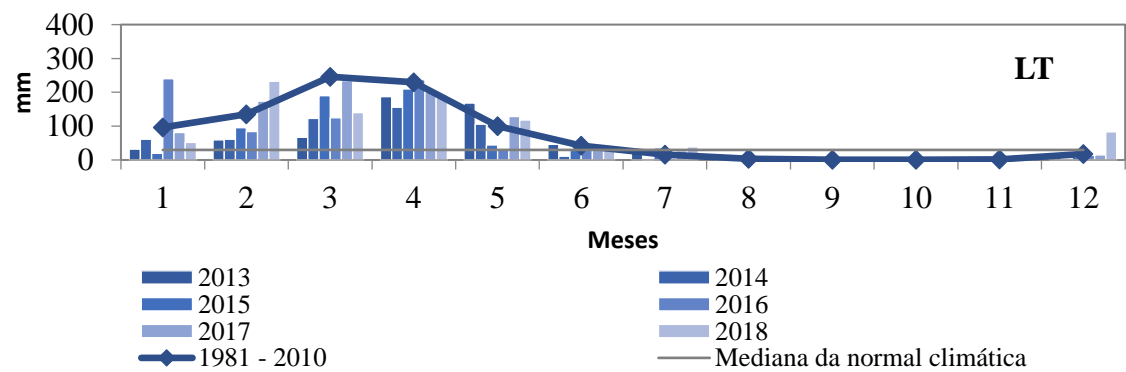
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 16 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Curu



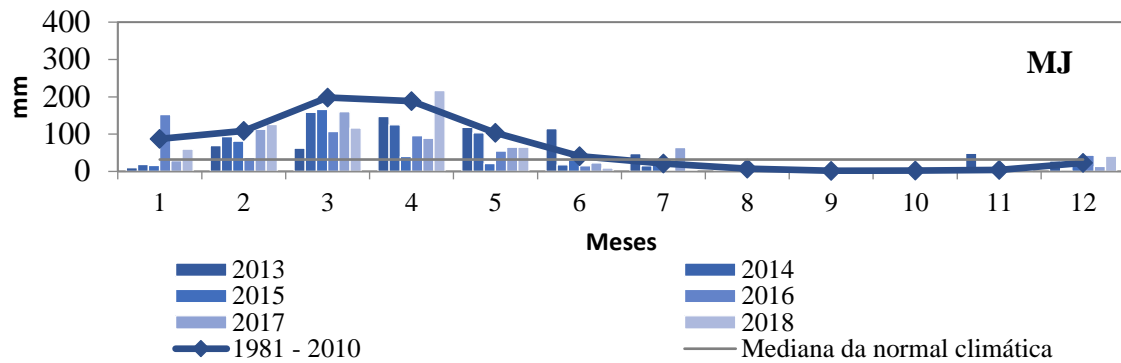
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 17 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Litoral



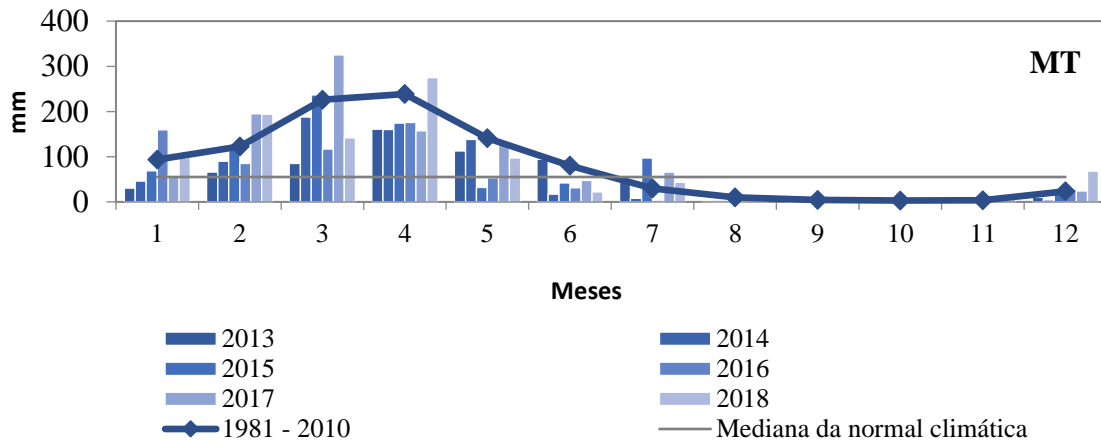
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 18 - Distribuição da precipitação na bacia hidrográfica do Médio Jaguaribe



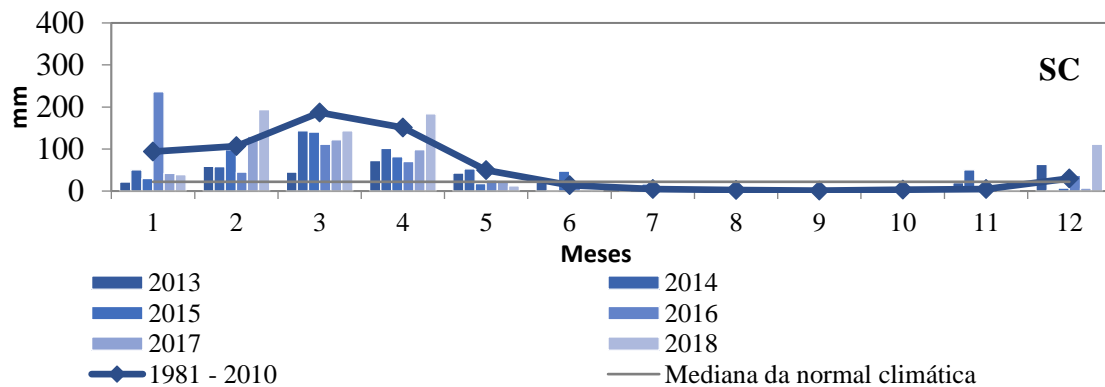
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 19 - Distribuição da precipitação na bacia hidrográfica do Médio Jaguaribe



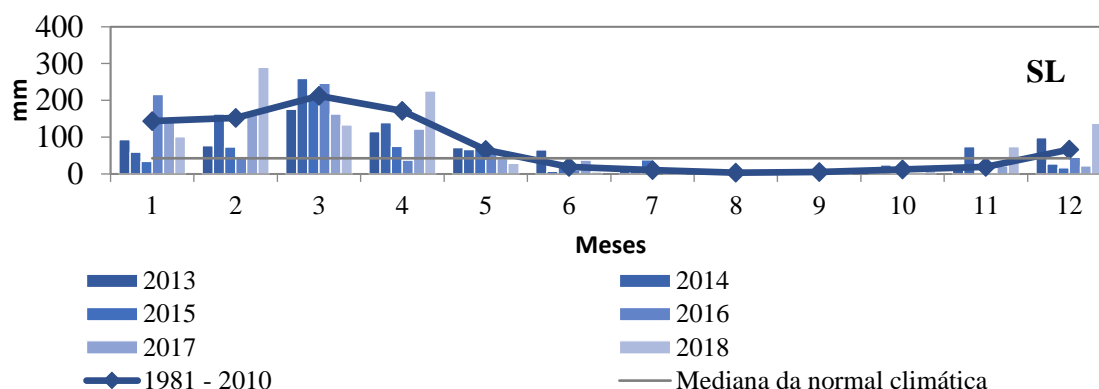
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 20 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica dos Sertões de Crateús



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 21 - Distribuição da precipitação anual e mensal na bacia hidrográfica do Salgado



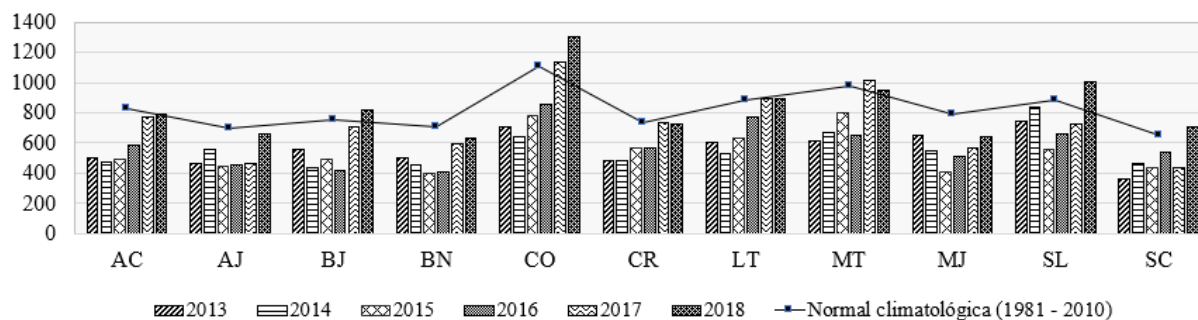
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

As bacias hidrográficas, que apresentaram a maior precipitação acumulada nos seis anos (2013 - 2018) foram *CO* (5421,7 mm), *MT* (4697,9 mm) e *SL* (4532,4 mm). As duas primeiras bacias possuem uma grande zona costeira, com influência das linhas de instabilidade devido à formação de nuvens de chuva a partir da incidência solar nos trópicos (PESSOA *et al.*, 2017), o que também foi observado por normais climáticas mais elevadas. São recorrentes as chuvas orográficas, influenciadas pela área de barlavento da Chapada do Araripe em *SL* (SILVA, 2015), onde as massas úmidas originárias do litoral atingem a região e sobem pelo relevo (MAGALHÃES, 2006). Por outro lado, a precipitação acumulada foi mais baixa nas bacias hidrográficas *SC* (2947,5 mm), *BN* (2994,4 mm) e *AJ* (3056,5 mm). Segundo Pinheiro (2003), após os efeitos da ZCIT, a massa equatorial do Atlântico passa a influenciar pela formação de duas correntes, uma fresca e úmida e a outra quente e seca. A elevação dessas correntes, associada à descontinuidade térmica e à perda de temperatura de acordo com a altitude, gera fortes chuvas no litoral e secas no interior e nas áreas mais centrais do estado, onde estão localizados o *SC*, *AJ* e *BN*.

A precipitação anual em cada bacia hidrográfica está apresentada na figura 22 e a média das normais climáticas foi equivalente à 819,75mm (CV = 0,17), enquanto que a do período estudado (2013 – 2018) correspondeu a 634,96 mm (CV = 0,30). Tal valor é relativamente mais seco, porém superior a outros semiáridos (RU *et al.*, 2017; FELTON, ZALISMAN-PULLANO, SMITH, 2019) que apresentam precipitações anuais médias inferiores a 400 mm.



Figura 22 - Precipitação anual nas bacias hidrográficas (2013 - 2018)



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

No entanto, para estimar o quão seco foi o período em relação a dados de longo prazo é importante discutir o SPI, apresentado na figura 23. Em 2013, *AC* alcançou uma classificação entre moderadamente e severamente seca, mas tendendo para a proximidade do normal nos anos seguintes. O ano mais seco para *AJ* ocorreu em 2016 e, somente em 2018, apresentou SPI muito chuvoso. Para *BJ*, os anos de 2013, 2014, 2015 e 2016 apresentaram períodos relativamente mais secos, com melhora na estação chuvosa e estabilização para a faixa próximo do normal em 2018. Por outro lado, *BN* apresentou predominantemente um SPI negativo, mas alcançou índice muito chuvoso nos últimos meses de 2013 e 2014, com retorno a essa situação somente em 2018. *CO* apresentou poucos estágios secos entre 2013 e 2018, com taxas próximas das normais predominantes e faixa considerável de estágios entre moderadamente e extremamente chuvoso. No entanto, ainda apresentou períodos relativamente mais secos, no primeiro de 2014 a 2016. Durante o período de 2013 a 2018, a bacia hidrográfica do *CR* apresentou períodos de seca em 2013, 2015 e 2017, permanecendo predominantemente na faixa próxima do normal e com valores negativos. O *LT* não apresentou eventos de extrema seca, permanecendo nas proximidades do normal, mas valores negativos do SPI ocorreram principalmente entre 2014 a 2016. *MJ* atingiu um período extremamente seco entre 2013 e 2015. Os anos de 2016, 2017 e 2018 foram anos mais regulares para esta bacia hidrográfica. Diferentemente de outras bacias hidrográficas, *MT* não apresentou anos severamente secos durante o período de 2013 a 2018. Em *SC* houve eventos extremamente secos em 2014, em 2017 e em 2018 ainda existiram alguns eventos severamente secos, no entanto, houve uma tendência de retorno às condições chuvosas. O *SL* esteve predominantemente na faixa próximo do normal, com eventos de seca em 2015 e 2016.

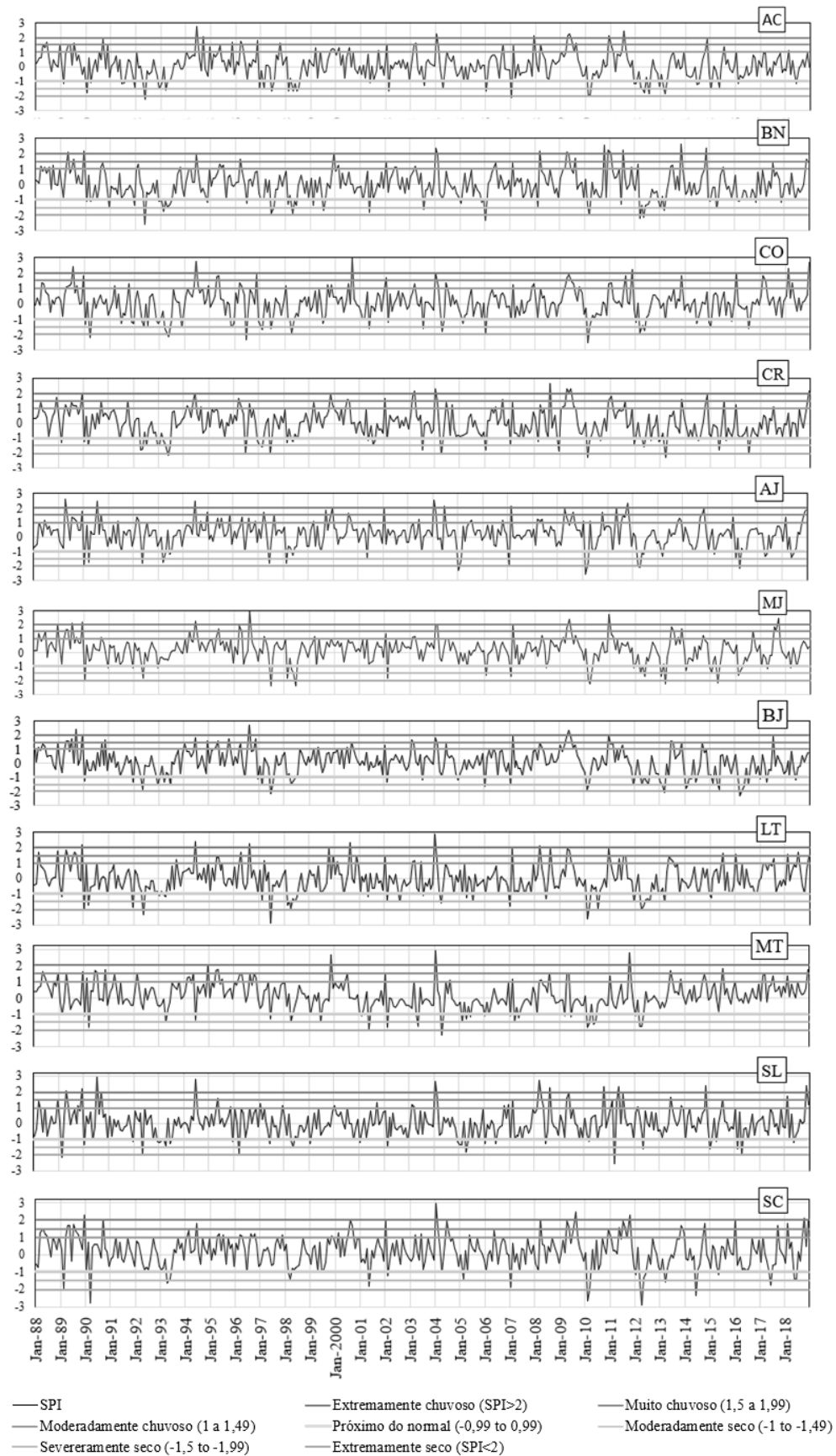
Em geral, existiram diferenças entre a variação da interanualidade entre as bacias hidrográficas. No entanto, em sua maioria, estiveram na faixa próximo do normal e

predominantemente negativo, com uma tendência seca para os anos de 2013 a 2017 e uma melhora na condição de chuvas a partir de 2018. É importante destacar que mesmo em 2018 havendo uma tendência para o retorno da estação chuvosa, tal fato pode não significar o retorno das condições normais de fluxo na seção do rio, devido ao efeito cumulativo da fase seca. Os resultados do SPI foram consistentes com os identificados em regiões semiáridas (SHADEED, 2012; KOUSARI *et al.*, 2017; SURENDRAN *et al.*, 2019) com predominância de ocorrências na faixa “próximo do normal”, atingindo estágios “moderadamente seco, severamente seco e extremamente seco” para regiões semiáridas. Os dados também estão de acordo com Brito *et al.* (2017), que identificaram a ocorrência de secas mais severas no Nordeste do Brasil entre os anos de 2011 a 2016, ao avaliarem uma série de dados entre 1981 e 2016 por meio da determinação do SPI. A variabilidade interanual das condições de precipitação no semiárido brasileiro e seus impactos hidrológicos também foi verificada por Medeiros *et al.* (2018) para a variação de volume hídrico nos reservatórios.

Em observação ao impacto dos períodos mais secos sobre a perenidade nos trechos fluviais, verificou-se a redução de quilômetros perenizados nas bacias hidrográficas, conseqüentemente foi reduzido também o número de campanhas realizadas por curso nos anos mais secos, por perda total de volume de água no leito do rio. As figuras 23 a 32 demonstram esse impacto para os trechos perenizados por reservatórios. Alguns deles excluídos por não apresentarem vazão efetiva em nenhum dos anos da pesquisa.

Na bacia hidrográfica do rio Acaraú, houve um predomínio de SPI negativo entre o período de 2010 a 2018. É notório que os reservatórios de maior aporte amorteceram o efeito da seca, concordando ao relatado por Teixeira *et al.* (2011), sobre a construção de reservatórios pequenos no semiárido brasileiro serem insuficientes para uma regularização interanual satisfatória e quando não, há uma maior demanda para o aporte disponível nos médios e grandes reservatórios. No entanto no ano de 2015 há um decréscimo do quantitativo de leitos perenizados, exceto para o rio Jaibaras que manteve relativamente o comprimento do curso perenizado. Essa queda fez com que mesmo após a retomada de estágios chuvosos ou nas faixas próximas da normalidade esses rios não recuperassem imediatamente em totalidade a sua capacidade de escoamento.

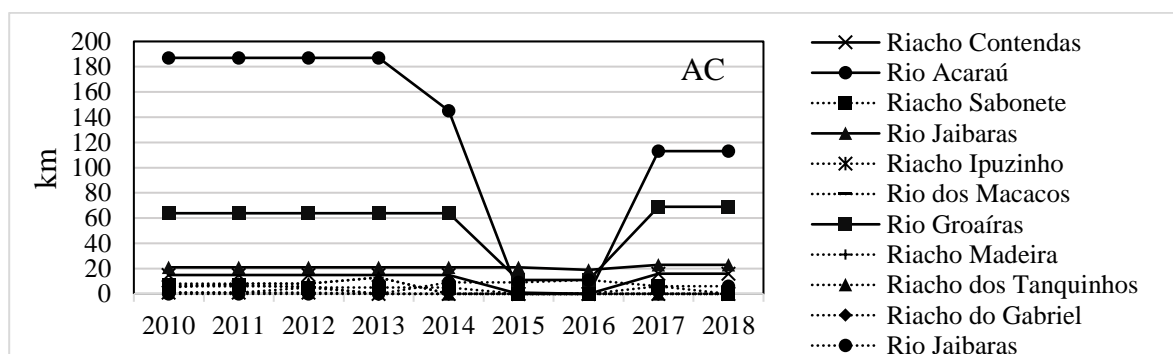
Figura 23 - SPI para as bacias hidrográficas em estudo (1988 a 2018)



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

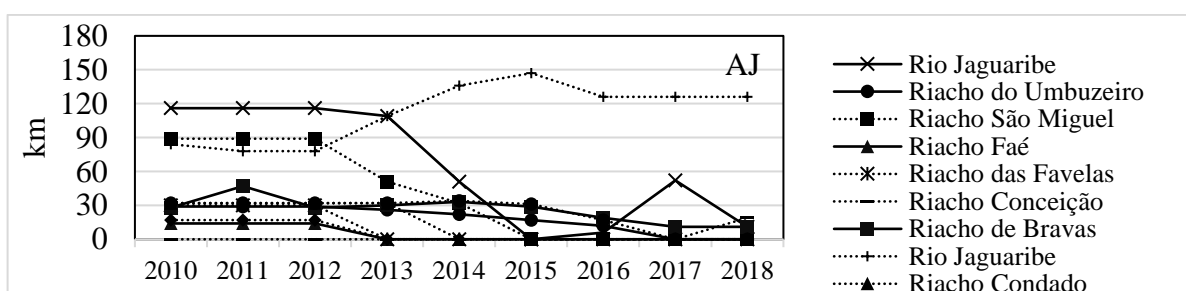
O fato mencionado anteriormente foi visto para todas as bacias hidrográficas avaliadas, no que se refere à redução do trecho perenizado entre os anos de 2013 e 2015, e mesmo para as bacias metropolitanas (MT) onde, embora não tenha havido identificação por meio do SPI de períodos secos mais severos, houve um declínio dos comprimentos perenizados, visto que há uma integração da rede fluvial no estado onde as pressões de seca no interior incidem sobre a disponibilidade hídrica de modo geral, além da perceptível redução de precipitação nessa bacia para os anos de 2013 e 2015 (Figura 31).

Figura 24 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Acaraú (2010 - 2018)



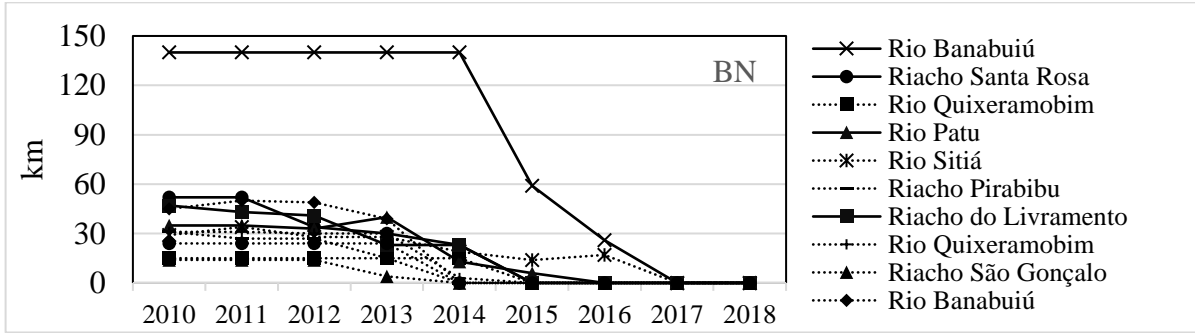
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 25 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe (2010 - 2018)



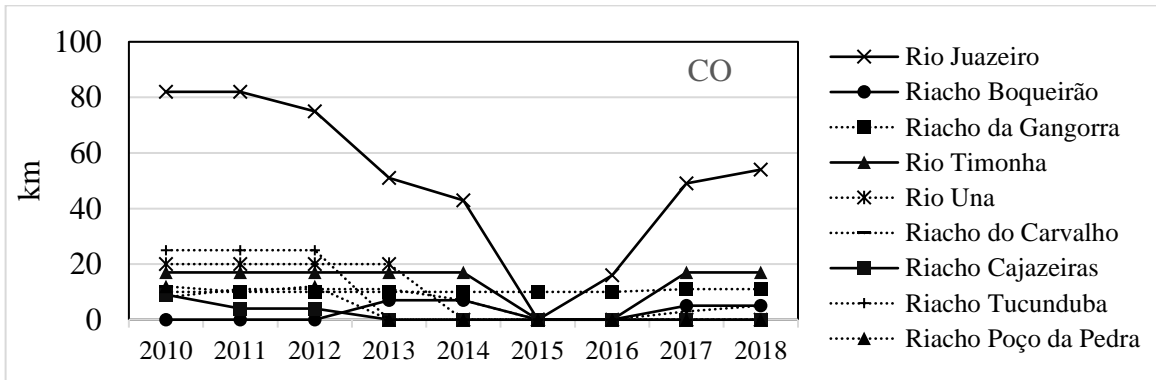
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 26 - Trechos perenizados do Banabuiú (2010 - 2018)



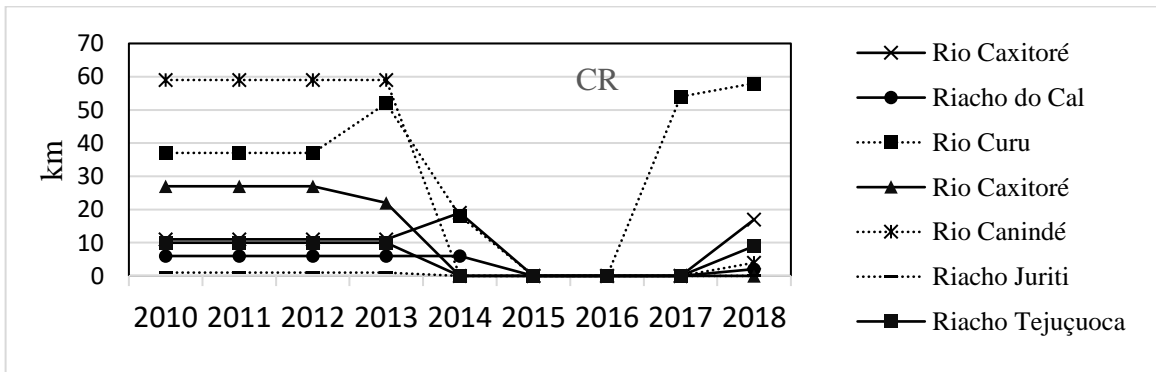
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 27 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Coreaú (2010 - 2018)



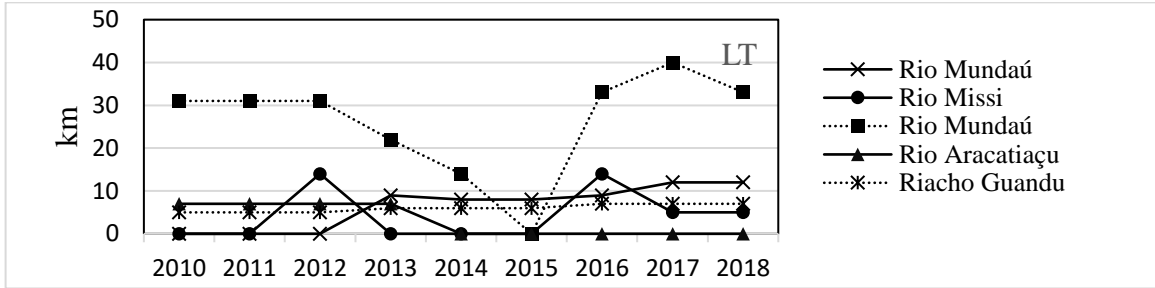
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 28 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Curu (2010 - 2018)



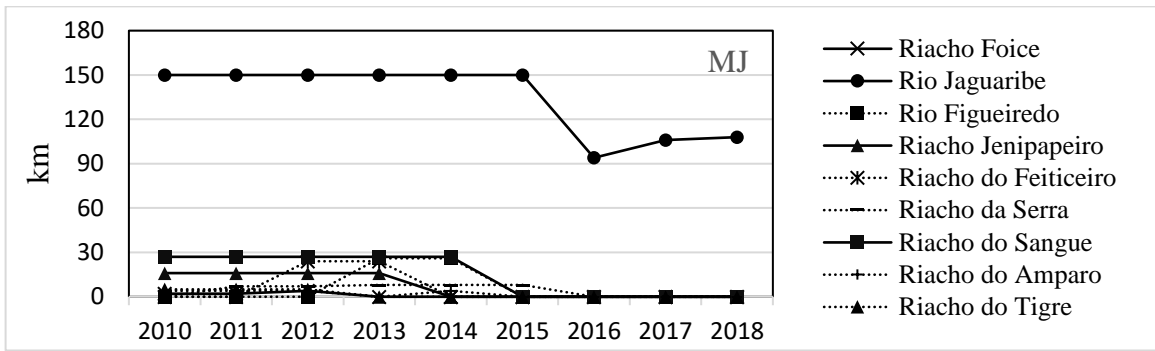
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 29 - Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Litoral (2010 – 2018)



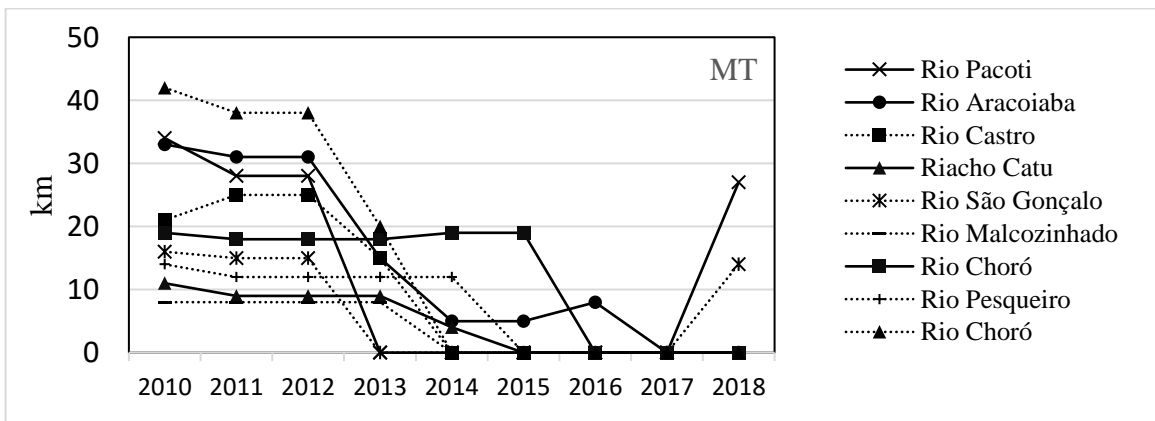
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 30- Trechos perenizados na bacia hidrográfica do Médio Jaguaribe (2010 - 2018)



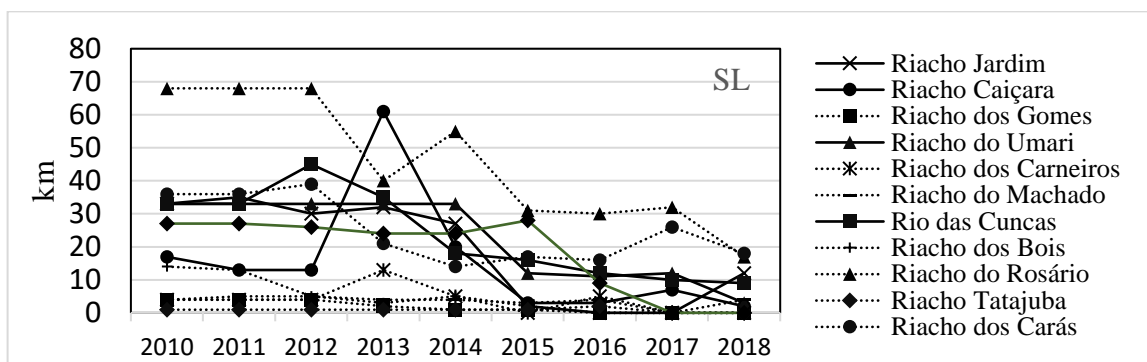
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 31 - Trechos perenizados nas bacias hidrográficas Metropolitanas (2010 – 2018)



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 32 - Trecho perenizado na bacia hidrográfica do Salgado (2010 - 2018)



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

### 5.3.2 Qualidade da água

Em síntese, os percentuais de enquadramento foram apresentados na tabela 3. De modo geral, as condições mais destoantes da classe II foram indicadas para o atendimento ao parâmetro de fósforo total, seguido de cor verdadeira, DBO, sólidos totais dissolvidos, coliformes termotolerantes, amônia total, clorofila *a*, amônia total (AMT), pH, turbidez, nitrito e nitrato. A bacia hidrográfica com menor qualidade das águas monitoradas foi a *MT*, seguida por *SC*, *BN*, *SL*, *BJ*, *CR*, *AJ*, *LT*, *CO*, *AC* e *MJ*. Os níveis de ocupação se sobrepuseram aos possíveis efeitos relacionados à distribuição espacial. Na bacia hidrográfica *MT* existe uma alta densidade populacional, além da urbanização e concentração das atividades industriais, corroborando com Barbosa (2015) e Silva (2013), as demais áreas costeiras e menos impactadas apresentaram melhor qualidade da água (*CR*, *BJ*, *LT*, *CO* e *AC*), quando comparadas à primeira mencionada e apresentaram ainda uma sequência coerente com os níveis de ocupação por atividades antrópicas. Por outro lado, *SC*, *BN*, *AJ* e *SL* também estão sujeitas aos impactos da ocupação urbana e de outras atividades, como a agricultura. No caso de *AJ*, já existe uma predisposição para a existência de áreas mais secas e possivelmente mais vulneráveis aos impactos ambientais ocasionados pelo despejo de efluentes.

As porcentagens de cada grupo que apresentaram uma distribuição normal e diferenças estatísticas significativas entre os grupos estão mostradas nas tabelas 4 e 5, respectivamente. Era esperado que a remoção de outliers dos dados favorecesse a uma distribuição normal. Isso foi observado no agrupamento interanual, exceto na variável clorofila *a*, enquanto na sazonalidade a exceção se aplicou também para a cor e CTT, indicando que essas variáveis não apresentaram distribuição normal e a aplicação de testes não paramétricos são mais adequados

para analisar a significância das diferenças entre os grupos. Silva *et al.* (2013) também não encontraram distribuição normal em rios para os parâmetros de pH, cor, Turbidez, amônia, Temperatura e OD.

Tabela 3 - Percentuais de dados que se adequam ao enquadramento estabelecido para classe II pela Resolução CONAMA 357/2005

	pH	Turbidez	Cor verdadeira	DBO	PT	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	AMT	Cl-a	SD	CTT
AC	0,984	1,000	0,590	0,787	0,000	1,000	1,000	1,000	0,967	0,934	0,852
BN	0,875	0,969	0,258	0,406	0,000	1,000	0,969	0,656	0,469	0,500	0,813
CO	0,975	0,929	0,405	0,714	0,024	1,000	1,000	0,833	1,000	0,971	0,881
CR	1,000	1,000	0,278	0,750	0,000	1,000	1,000	0,833	0,972	0,583	0,750
AJ	0,929	0,940	0,524	0,536	0,000	1,000	1,000	0,929	0,857	0,913	0,810
MJ	0,902	1,000	0,902	0,841	0,049	1,000	1,000	1,000	0,963	0,977	0,939
BJ	0,886	1,000	0,671	0,696	0,038	1,000	1,000	0,757	0,667	0,463	0,962
LT	1,000	1,000	0,375	0,625	0,018	1,000	1,000	1,000	0,946	0,769	0,714
MT	0,949	0,988	0,244	0,339	0,000	0,992	0,945	0,437	0,787	0,596	0,390
SL	0,879	1,000	0,333	0,622	0,022	1,000	0,989	0,633	0,867	0,986	0,478
SC	0,659	0,902	0,317	0,439	0,000	1,000	1,000	0,585	0,317	0,484	0,780
	≥ 90% de enquadramento										

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

De maneira geral, a remoção de outliers no agrupamento interanual aumentou a diferença entre os grupos de fósforo total, sólidos totais, cor (verdadeira), DBO e turbidez. Embora tenha sido reduzido para o agrupamento sazonal, exceto para cor (verdadeira) e sólidos totais. As diferenças interanuais foram mais expressivas, portanto, essas variações merecem atenção do ponto de vista da gestão e previsão de eventos chuvosos interanuais. Os detalhes da discussão são apresentados nos tópicos que seguem.



Tabela 4 - Percentuais de grupos com distribuição normal

	pH	Turbidez	Cor verdadeira	DBO	PT	NIT	Cla	ST	CTT
Interanual	79%	34%	36%	38%	42%	36%	0%	34%	6%
Interanual sem outlier	81%	43%	49%	59%	57%	47%	0%	63%	15%
Sazonal	73%	62%	62%	14%	18%	9%	0%	27%	0%
Sazonal sem outlier	77%	62%	45%	27%	23%	23%	0%	32%	0%

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Tabela 5 - Percentuais de grupos com diferenças estatísticas significativas no teste de Kruskal-Wallis

	pH	Turbidez	Cor verdadeira	DBO	PT	NIT	Cla	ST	CTT
Interanual	27%	18%	45%	45%	36%	27%	100%	36%	36%
Interanual sem outlier	27%	27%	54%	64%	64%	54%	100%	45%	36%
Sazonal	36%	27%	27%	18%	18%	36%	18%	18%	9%
Sazonal sem outlier	27%	9%	27%	18%	27%	27%	27%	18%	18%

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

### 5.3.2.1 pH, turbidez e cor verdadeira

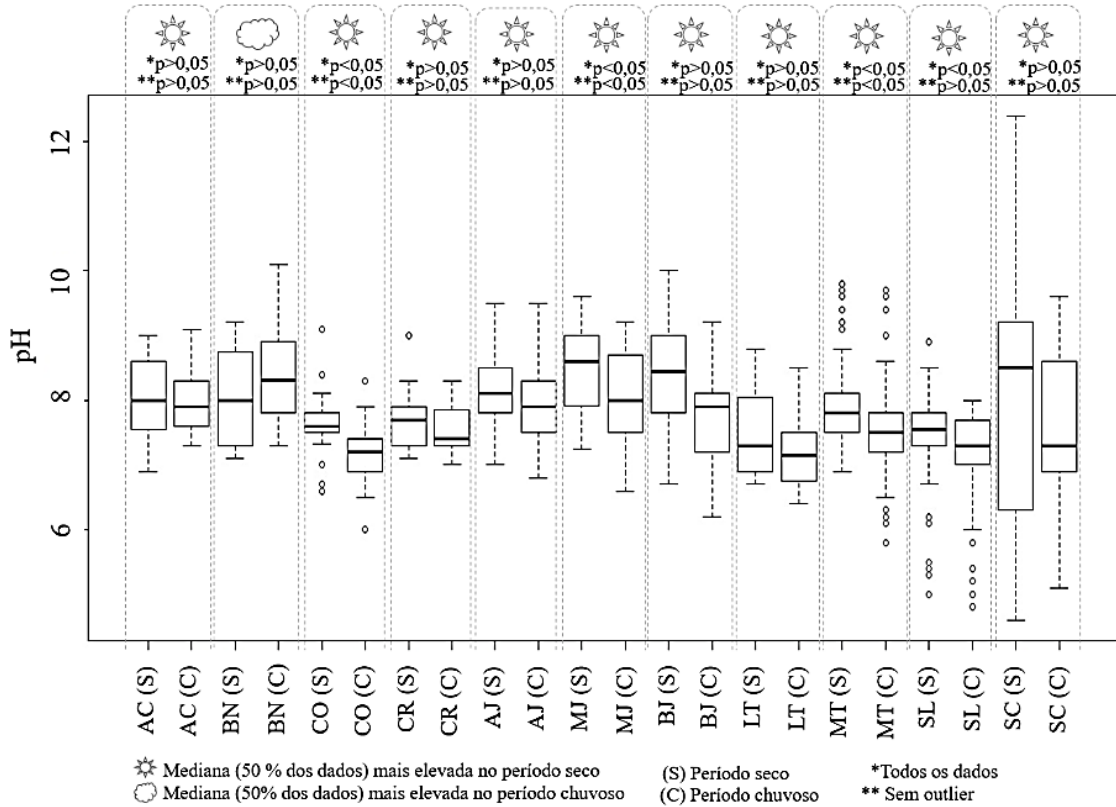
As variações nos valores de pH (figuras 33 e 34) indicaram que as águas estão na faixa da neutralidade (6 a 9), de acordo com o recomendado para a classe II. Na bacia hidrográfica do SC, o menor percentual de classificação (65,9%), quando comparado aos demais, ocorreu devido às águas levemente ácidas nas proximidades das nascentes e águas mais alcalinas na extensão a montante do exutório da bacia hidrográfica. A elevada alcalinidade ocorreu à jusante de um sistema de lagoas de estabilização para tratamento de esgoto e nas proximidades de uma área urbana, com maior heterogeneidade no período seco. Este fato foi consistente com o relatado por Kgopa, Mashela e Manyevere (2018), onde identificaram a elevação do pH (> 8) em lagoas de estabilização devido ao aumento da temperatura. Tal efeito é impulsionado pela

atividade de algas, nos períodos mais quentes do ano elas podem elevar o pH a valores acima de 9,5 (SCHUEDER, 2016).

Em relação à sazonalidade, na estação seca os valores de pH tendem a ser mais altos, semelhante ao identificado por Bassey *et al.* (2019), exceto para o *BN*. No entanto, 64% dos grupos não apresentaram diferenças estatísticas entre si. Onde um valor de  $p < 0,05$  foi identificado apenas para *CO*, *MJ*, *MT* e *SL* considerando a avaliação com outliers, quando esses foram removidos, a porcentagem de grupos sem diferenças estatísticas aumentou para 73%. Interanualmente, os grupos que apresentaram diferença estatística significativa para as bacias hidrográficas foram *CR*, *MJ* e *MT*, sendo os dois últimos coincidentes com as diferenças sazonais. Logo, *MJ* e *MT* apresentaram diferenças estatísticas sazonalmente e interanualmente. O maior desvio do pH em *MJ* ocorreu entre 2014 e 2015, quando houve indicativo de período extremamente seco, que pôde ter influenciado no pico de pH, com a redução da vazão do rio e, conseqüentemente, aumento da atividade fitoplanctônica. Apesar de não haver registro de fase seca expressiva em *MT*, a região é influenciada por uma intensa ocupação urbana e atividades industriais que podem afetar a estabilidade do pH nos cursos hídricos. A relação entre o pH e a poluição por matéria orgânica afluenta ao rio também foi relatada por Bhadhecha, Khatri and Tyagi (2016).

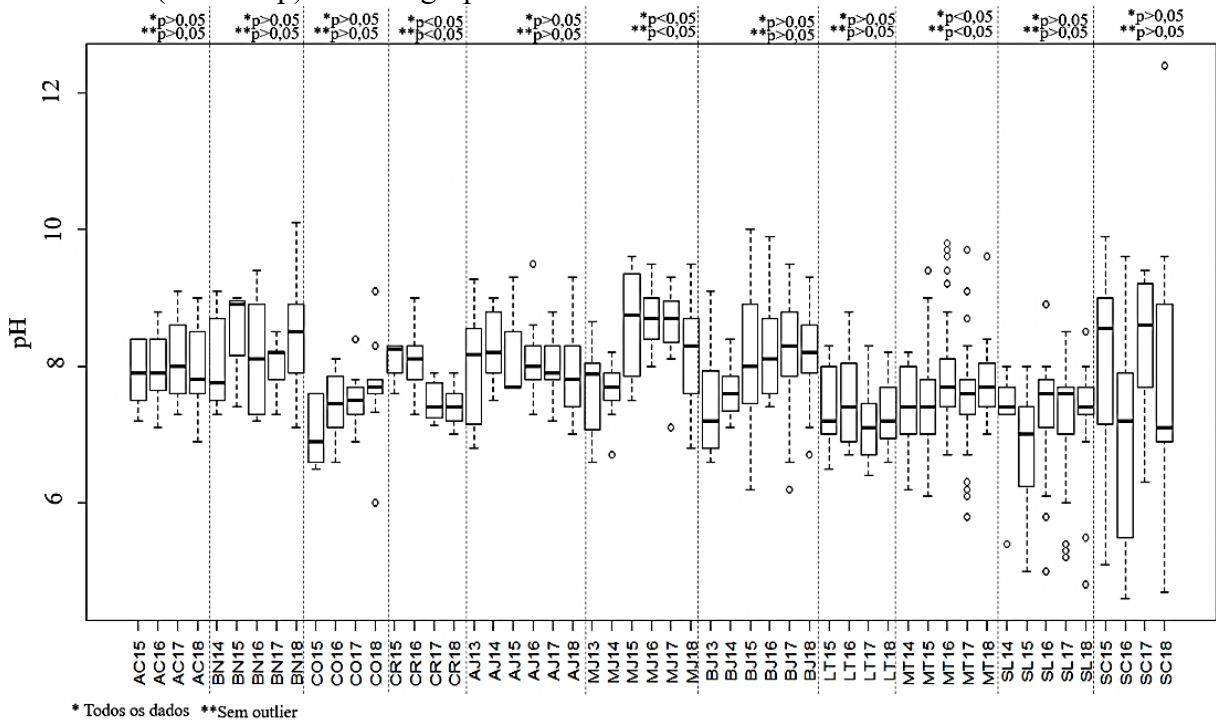
Portanto, em geral, as águas dos rios apresentaram uma forte capacidade de tamponamento às condições climáticas sazonais e interanuais, provavelmente devido à alcalinidade, que também foi maior na estação seca para Ojok Masswa e Ntambi (2006). Entretanto, para Ahipathy e Puttaiah (2006) os valores de pH foram mais elevados na estação chuvosa, em uma região tropical úmida na Índia. Eles mencionaram que durante esse período haveria menor degradação da matéria orgânica e proliferação de algas. Na região semiárida avaliada o contrário foi observado, exceto para *BJ*.

Figura 33 - Valores de pH segundo agrupamento sazonal por bacia hidrográfica e indicativo de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 34 - Valores de pH segundo agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



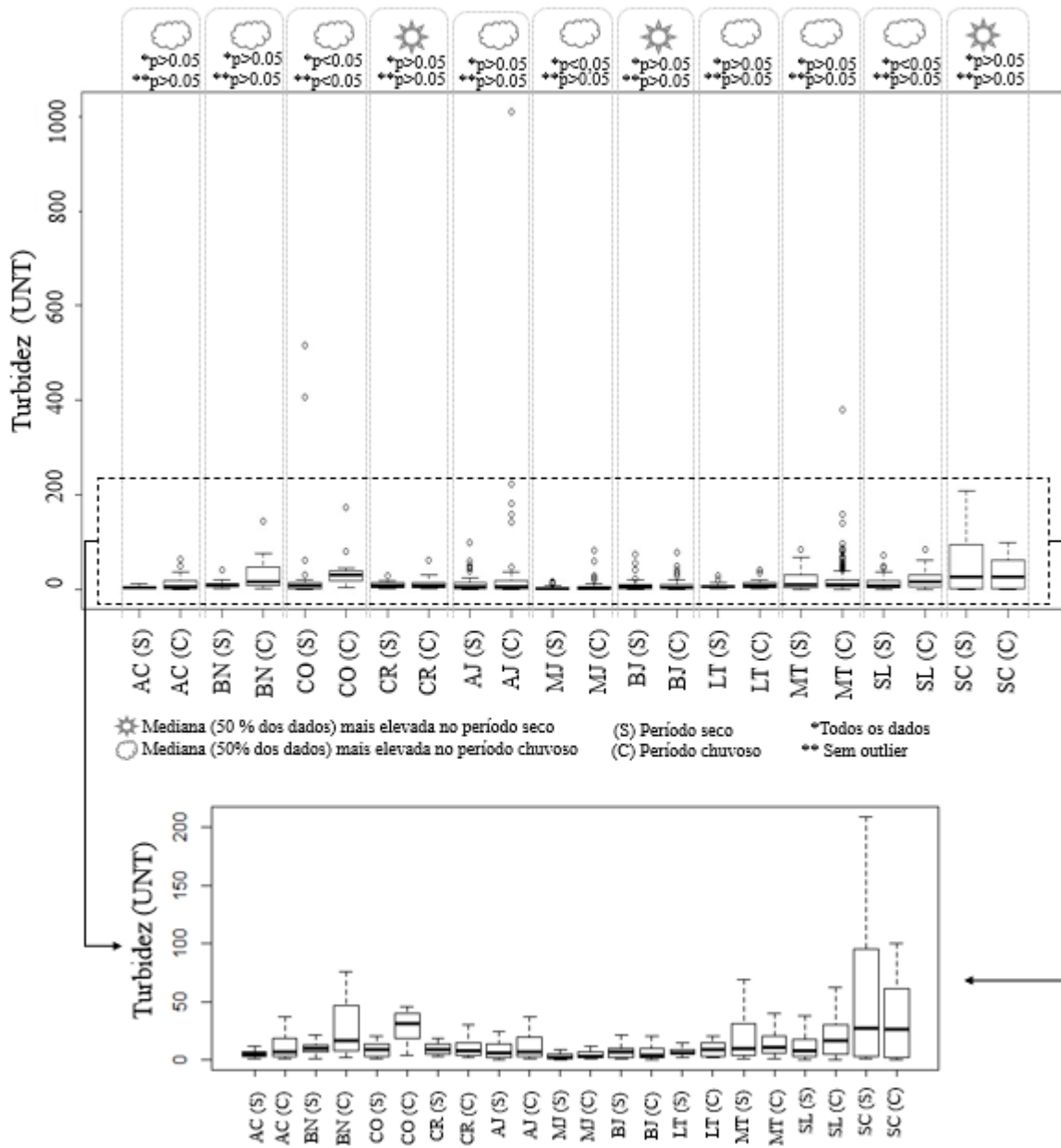
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

A turbidez em ambientes lóticos tende a não ser tão elevada devido à velocidade de escoamento da água e ao transporte de materiais para as áreas de jusante, excedendo o limite permitido (100 NTU) apenas em alguns momentos (figura 35). Os valores máximos acima do padrão recomendado para classe II ocorreram para as seguintes bacias hidrográficas e seus respectivos pontos e quantidade de ocorrências: *AJ* (5,5), *CO* (3,3), *MT* (31,3) e *SC* (6,4). Isso aconteceu principalmente na estação chuvosa e nos anos mais chuvosos, o que pode ser justificado pelo transporte de sedimentos para o rio nesse período, além dos efeitos da suspensão da zona de sedimentos dos córregos mais rasos. O valor mais alto ocorreu para o ponto 5 em *AJ*, no ano de 2018. Nesse sentido, os resultados corroboraram com Bierozza e Heathwate (2015) para um rio em região com clima temperado e Ojoki, Wassawa e Ntambi (2017) em clima úmido equatorial.

Outro efeito associado com uma característica própria de regiões semiáridas trata-se da presença de uma rede densa de reservatórios (1 reservatório por 6 km<sup>2</sup>) (LIMA NETO; WEIGAND; ARAÚJO, 2011), essa exerce influência nas correntes de turbidez. Segundo Lima Neto e Araújo (2009), quando os reservatórios estão cheios e há um transporte de longa duração ocorre um transporte de sólidos pela vazão vertida, mas quando estão secos ou com vazão vertida de curta duração há uma retenção de sólidos. Lira, Mamede e Toledo (2014) destacaram que até mesmo reservatórios muito pequenos possuem uma retenção de sedimentos substancial na bacia hidrográfica.

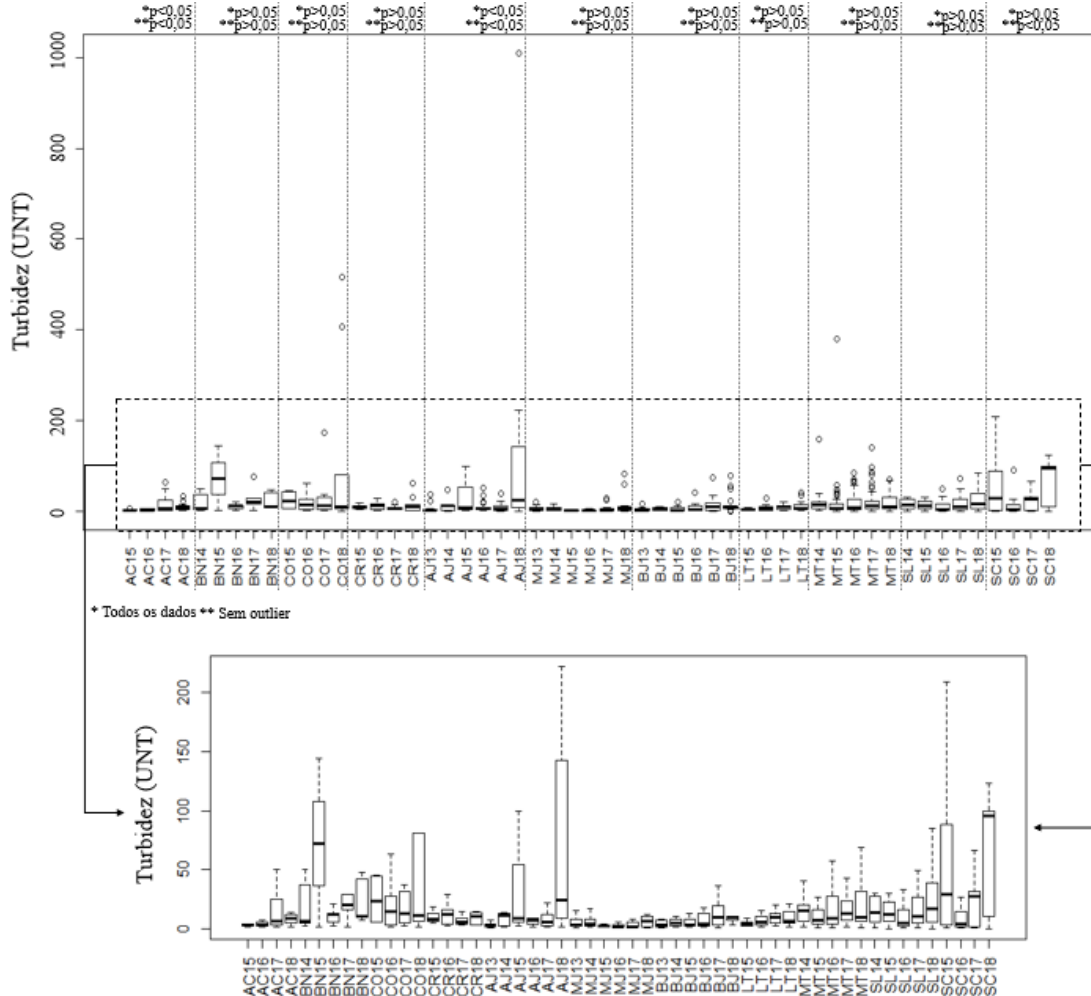
Na escala sazonal, a maioria dos dados não apresentaram diferenças estatísticas significativas, exceto *CO*, *MJ* e *SL*, quando considerados os outliers. O escoamento extremo, principalmente após secas prolongadas, favoreceu a ocorrência de outliers. Interanualmente (figura 36), ocorreram diferenças estatísticas para *AC* e *AJ*, provavelmente geradas pelo aumento das chuvas nos anos de 2017 e 2018, sendo mais evidentes para *AJ*. Quando os valores discrepantes foram negligenciados na análise, o *SC* também mostrou uma diferença significativa, com elevação progressiva após 2016 e verificação de aumento dos valores em um ano relativamente mais seco (2015) e no mais chuvoso (2018).

Figura 35 - Valores de turbidez segundo agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 36 - Variação de Turbidez segundo agrupamento interanual e indicativo de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



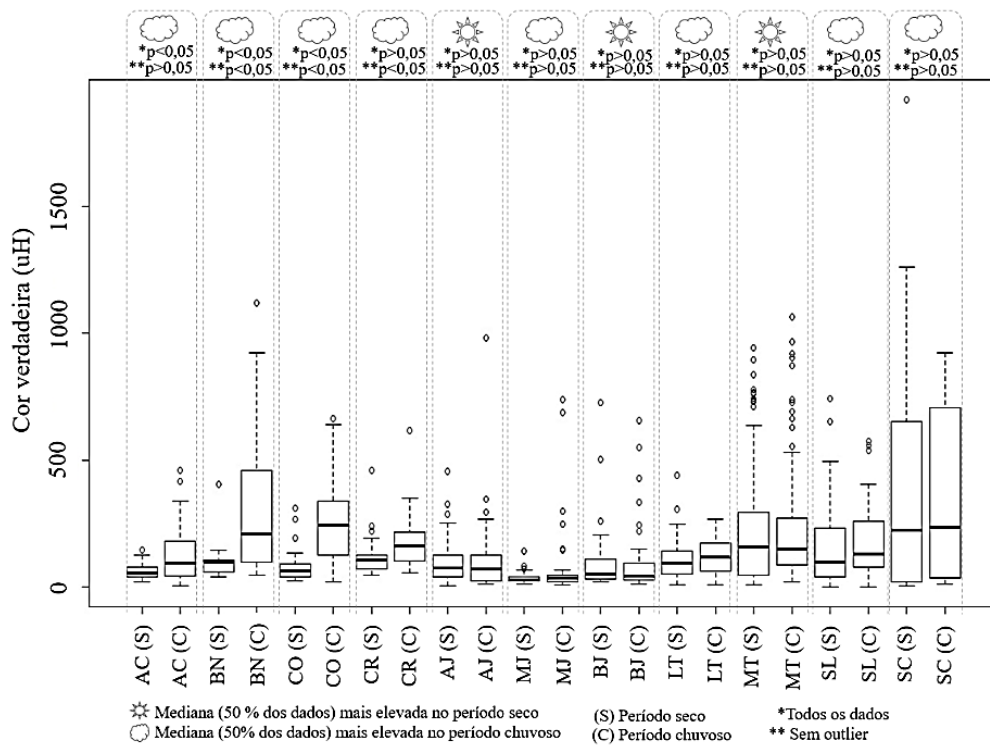
Fonte: elaborado pelo autor (2020)

A cor verdadeira excedeu, na maioria dos casos, o limite permitido para classe II e refletiu o mesmo observado para a DBO, o que foi coerente, vista a relação entre a cor e a presença de substâncias húmicas dissolvidas (CHAPMAN *et al.*, 2010). Os maiores valores ocorreram nos anos mais secos, mas com predominância de aumento na estação chuvosa para a maioria das bacias hidrográficas. Após um período seco prolongado, o efeito da remobilização e transporte de sedimentos acumulados e materiais orgânicos da bacia hidrográfica levam ao aumento da cor. Isso ocorre devido aos sólidos alóctones das margens e suspensão de sedimentos autóctones. O aumento da cor na estação chuvosa corroborou com Ojoki, Wasswa e Ntambi (2017), Costa *et al.* (2017) e Ahipathy e Puttaiah (2006). O pico de elevação foi

identificado em SC, essa região hidrográfica apresentou condições mais secas durante os anos avaliados e condições de qualidade da água notoriamente prejudicadas.

Entre os grupos sazonais (figura 37) houve diferença estatística para AC, BN e CO. AC apresentou um aumento significativo de cor em 2017, provavelmente devido ao aumento da precipitação anual após anos secos. A bacia hidrográfica BN apresentou uma das menores precipitações acumuladas, enquanto CO apresentou a maior quantidade de precipitação acumulada nos anos de estudo, revelando dois extremos de condições hidroclimáticas que podem influenciar nas variações da cor dos cursos hídricos. Quando os outliers foram removidos, as diferenças entre as estações foram identificadas em BN, CO e CR, mostrando o aumento da cor verdadeira das águas na estação chuvosa de anos mais secos. Anhwange, Agbaji e Gimba (2012) também encontraram diferenças sazonais estatisticamente significativas, com valores mais altos na estação chuvosa.

Figura 37 - Valores de cor verdadeira para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos

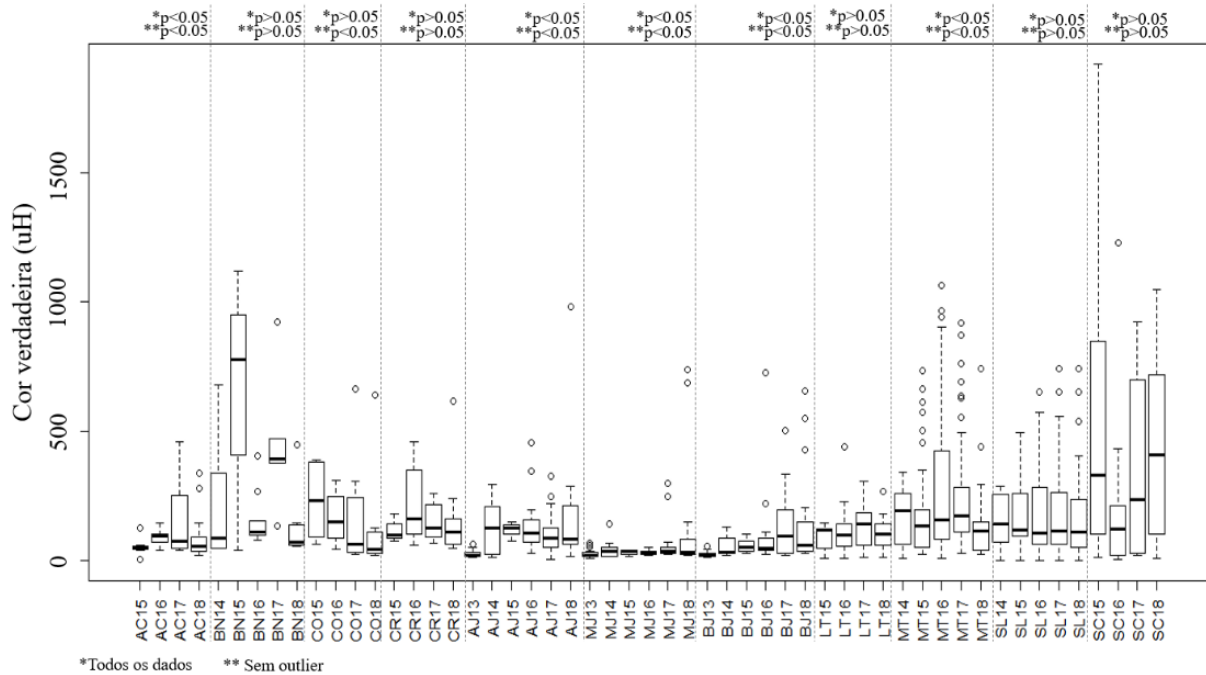


Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Interanualmente (figura 38), a diferença entre os grupos foi maior e aumentou quando os outliers foram removidos. As diferenças foram identificadas em AC, CO, AJ, MJ, BJ e MT,

aumentando a cor em anos chuvosos, exceto em *CO*. No entanto, nesse curso hídrico foram verificados *outliers* nos anos mais chuvosos que podem ter resultado do efeito de incremento de sedimentos pelo escoamento superficial e vazão do rio.

Figura 38 - Valores de cor verdadeira para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas significativas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

### 5.3.2.2 DBO

Para a variável DBO, quando os dados foram agrupados por sazonalidade mostraram mais desvios da distribuição normal, indicando a variabilidade entre a qualidade da água durante os períodos secos e chuvosos de cada ano nas bacias hidrográficas. Interanualmente, a maior fuga do comportamento de distribuição normal foi predominante no complexo do rio Jaguaribe (*AJ*, *MJ*, *BJ* e *SL*) e em *MT*.

Em todas as bacias hidrográficas durante o período monitorado, as porcentagens não excederam em 90% dos dados a concordância com a classe II para a DBO. Os pontos máximos (figura 39 e 40) foram observados para *MT* (129,00 mg L<sup>-1</sup>), *SL* (96,40 mg L<sup>-1</sup>) e *AJ* (83,90 mg L<sup>-1</sup>). Todos com ocorrência na estação seca e em trechos influenciados pela descarga de efluentes sanitários. O pico de 129,00 mg L<sup>-1</sup> ocorreu no período seco de 2016 para o ponto 21

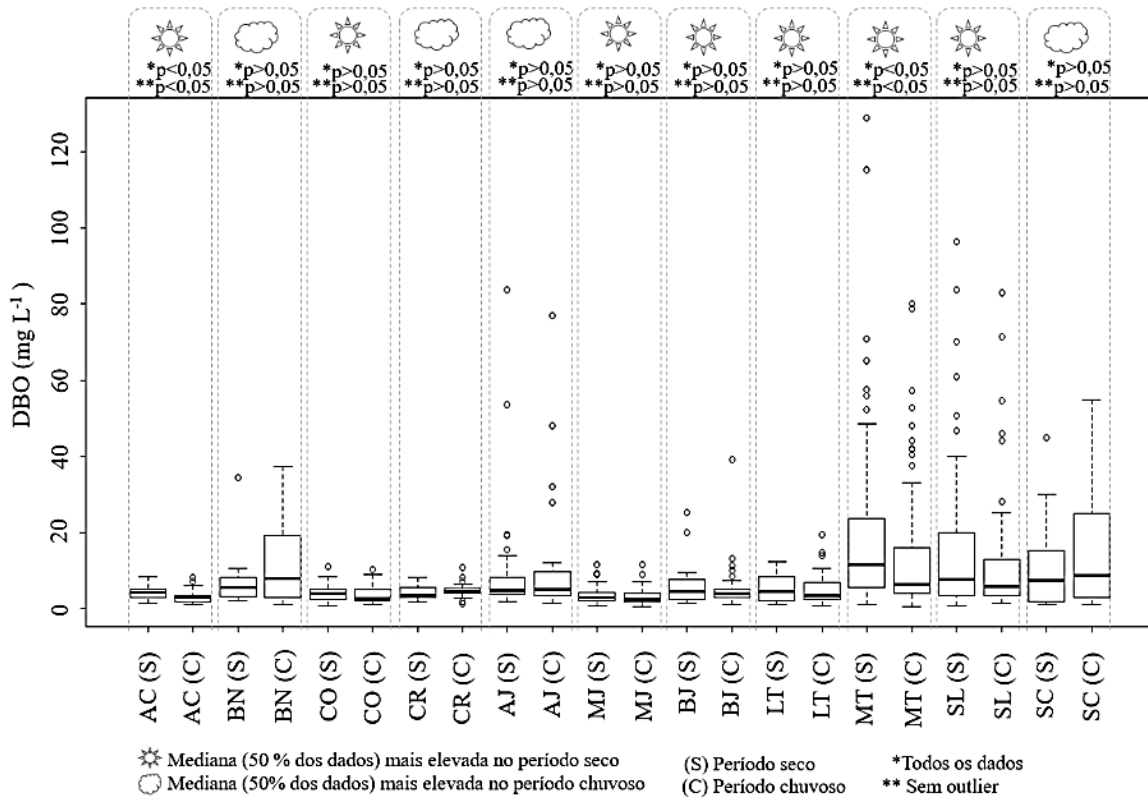


da bacia hidrográfica citada (ver figura 41). No mesmo período, o nitrogênio inorgânico total atingiu  $24,77 \text{ mg L}^{-1}$ , onde a maior fração pertencia a amônia ( $23,70 \text{ mg L}^{-1}$ ), sinalizando a descarga de efluentes pela indicação de contaminação recente. O local de monitoramento 26 também mostrou valores elevados, sendo a jusante de uma disposição irregular de resíduos em campo aberto, no período seco de 2018, atingindo uma DBO de  $115,2 \text{ mg L}^{-1}$ . Em *SL*, os cursos hídricos com maior influência urbana também foram responsáveis pelos valores mais críticos de DBO para o ano de 2018, na estação seca. Durante esse período, houve evidências da contribuição de efluentes sanitários. Os trechos de jusante (4 locais de monitoramento) estavam completamente secos. Em *SC*, foi observado um máximo de  $55 \text{ mg L}^{-1}$ , em ponto a jusante de uma estação de tratamento de águas residuárias (ETE). Para *BJ*, na estação seca de 2017, também foram verificadas concentrações mais altas de DBO à jusante de uma ETE.

Rios com forte influência urbana apresentam estreitamento ou linearização do curso natural do canal devido à ocupação das margens e várzeas, além da recepção de efluentes e resíduos que tornam sua vulnerabilidade aumentada em termos de qualidade da água. O adensamento populacional e duas consequências inibem até mesmo os possíveis efeitos da sazonalidade, caso não haja precipitação anual muito expressiva. Os locais de monitoramento, localizados dentro das áreas urbanas, corresponderam àqueles com maiores concentrações de matéria orgânica e nutrientes (observe o exemplo na figura 41).

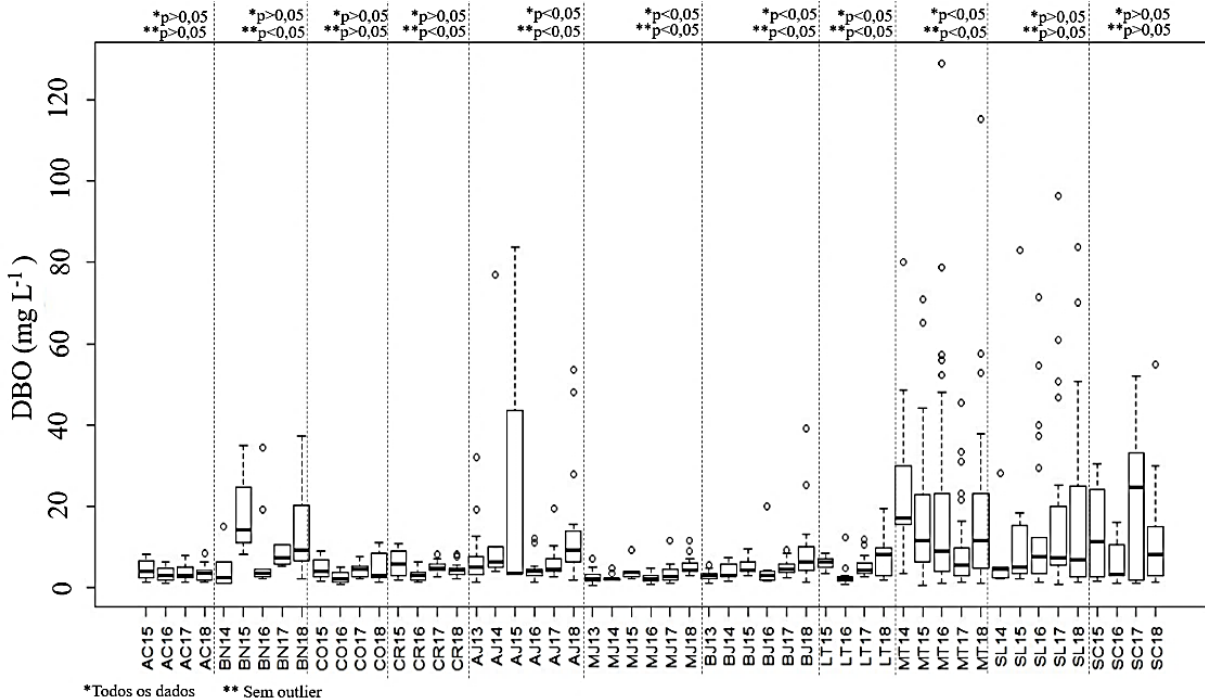
O tratamento de esgotos ainda é incipiente para muitas localidades da região estudada. Os efeitos da liberação desses na deterioração da qualidade da água são amplamente discutidos na literatura, principalmente no fornecimento de matéria orgânica e nutrientes que atuam na depleção de oxigênio dissolvido na água, ocasionando o desequilíbrio do ecossistema, causando a morte de peixes e estimulando o desenvolvimento do fitoplâncton (algas e cianobactérias). Essas ocorrências são ainda mais facilitadas pelas baixas velocidades de grande parte dos trechos semiáridos e, em alguns períodos, pelo fluxo nulo (GONZÁLEZ *et al.*, 2014; WANG; LIU; LEE, 2015; DUTTA; DWIVEDI; SURESH KUMAR, 2018; BLANCO *et al.*, 2019; SHAH *et al.*, 2019).

Figura 39 - Valores de DBO para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 40 - Valores de DBO para o agrupamento interanual e indicativo de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 41 - Trecho do rio com forte influência urbana pelo adensamento populacional nas áreas adjacentes, em período seco e chuvoso



Fonte: elaborado pelo autor (2020) (Imagem: Google Earth pro)

Os resultados ainda estão de acordo com um estudo desenvolvido na Malásia (NG *et al.*, 2016), onde a água também é agrupada em classes de acordo com a qualidade e o uso permitido. Nesse mesmo trabalho, os autores estudaram que, embora existam contribuições de matéria orgânica dos sistemas terrestres para os sistemas aquáticos, que naturalmente seriam mais acentuadas na estação chuvosa, a deterioração da qualidade da água é gradual aos níveis de antropização. Mas cabe destacar a existência de níveis mais altos de DBO mesmo em ambientes rurais por períodos secos mais intensos e contínuos. Moyel e Hussain (2015) avaliaram o rio Shatt al-Arab e identificaram uma maior DBO no período seco, uma realidade encontrada no presente estudo (ver figura 40) e fortes flutuações entre a estação seca e chuvosa, além da influência representativa das descargas antropogênicas na qualidade da água do rio. Variações sazonais no semiárido têm impacto na suscetibilidade dos mananciais às cargas poluidoras, devido à sensibilidade dos cursos de água às variações sazonais no fluxo.

Por outro lado, *MJ* foi a que apresentou a melhor condição em relação aos valores de enquadramento dessa variável, em termos percentuais, contribuindo ao mencionado por Oliveira *et al.* (2017). Os locais de monitoramento abrangem a jusante do maior reservatório do estado, próximo a um ponto de coleta de água para abastecimento e sob duas pontes em trechos e distritos urbanos de menor densidade. Estes estão menos suscetíveis ao impacto de altas cargas orgânicas. Agoramoorphy *et al.* (2016) reuniram informações de reservatórios em locais semiáridos e destacaram seus impactos positivos na qualidade da água, colocando-os como agentes que reduzem os processos de erosão e assoreamento. No entanto, Karami e

Karami (2019) identificaram a deterioração da qualidade da água pelo impacto de um reservatório no rio Shapoor, no Irã. Portanto, o efeito que a barragem exerce sobre a qualidade da água a jusante pode variar ao longo do tempo e também podem ser verificados efeitos negativos, como a suspensão do material ou a liberação de carga orgânica após períodos em volumes mínimos.

Anhwange, Agbanzi e Gimba (2012) identificaram diferenças estatísticas entre a estação seca e chuvosa, com um aumento da DBO na estação chuvosa. Ojoki, Wasswa e Ntambi (2017) também observaram essa condição em rios sob influência climática mais úmida. No presente estudo, no entanto, a maioria dos picos ocorreram no período seco concordando com os resultados de Bassey *et al.* (2019), Alam *et al.* (2007), Ahipathy e Puttaiah (2006). De acordo com Yu *et al.* (2016) os impactos das atividades humanas na qualidade são mais visíveis na estação seca do que na estação chuvosa. Em regiões temperadas, com quatro estações bem definidas, o aumento da DBO ocorreu nas estações mais secas, enquanto o nitrogênio e o fósforo variaram entre as estações seca e chuvosa, dependendo do ponto de amostragem (XU *et al.*, 2019).

No entanto, houve apenas diferença estatística significativa para *AC* e *MT*, na escala sazonal. *MT* apresentou concentrações de DBO mais altas que *AC*. Muito provavelmente, a precipitação em *MT* gerou um efeito de diluição na variável DBO. Assim, foi possível perceber que as bacias hidrográficas com águas de qualidade inferior (quando comparadas aos padrões da classe II) têm menos sensibilidade às variações sazonais, exceto por variações mais extremas de precipitação. As bacias hidrográficas com boas condições de qualidade tendem a apresentar certa estabilidade na manutenção das variáveis, semelhante à encontrada por Barakat *et al.* (2016) que também não identificaram diferenças sazonais significativas para trechos de rios menos poluídos em regiões áridas. No entanto, quando estão localizadas em áreas com chuvas mais intensas (e nos anos em que esse fator é decisivo), a diferença sazonal tende a ser significativa.

As diferenças estatísticas interanuais foram mais frequentes quando comparadas às sazonais, sendo identificadas para *BN*, *CR*, *AJ*, *MJ*, *BJ*, *LT* e *MT*. Em *BN*, *CR*, *AJ* e *MT*, houve um aumento significativo da DBO nos anos mais secos, o que foi mais evidente em 2015 para a bacia hidrográfica do *AJ*.

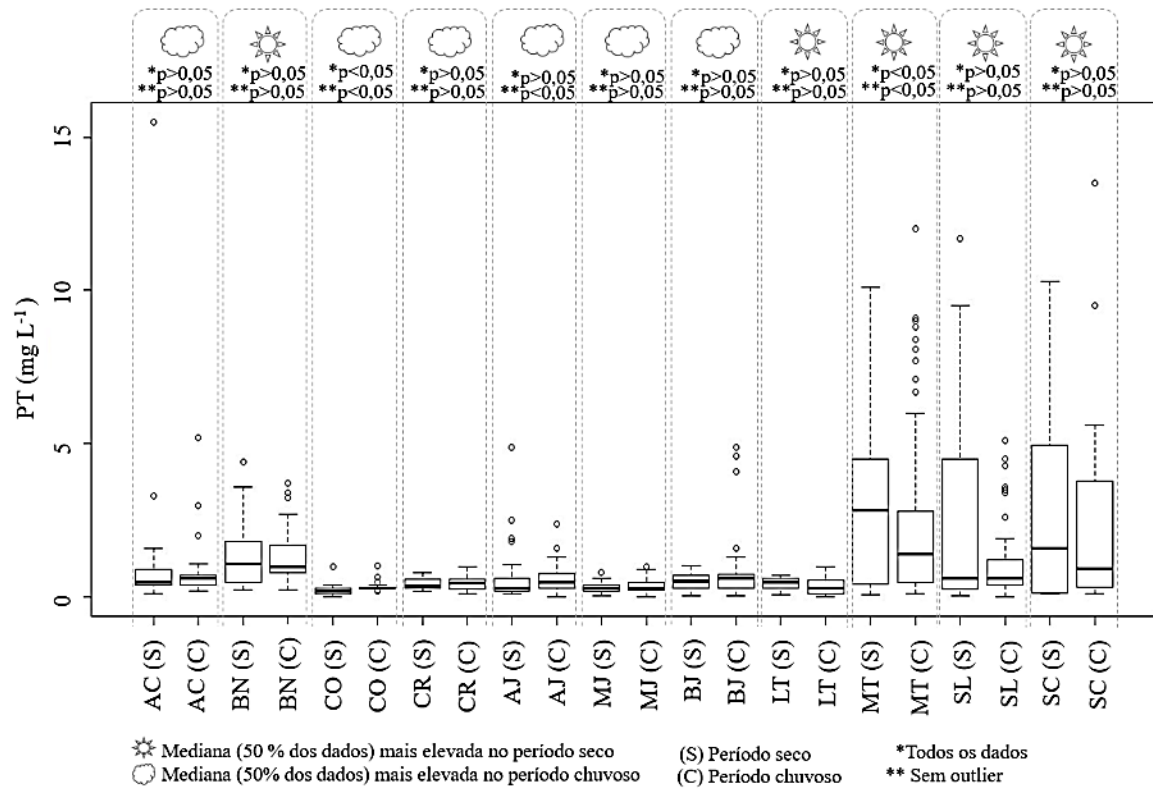
### 5.3.2.3 Fósforo total

O fósforo total foi a variável com as menores porcentagens de enquadramento aos parâmetros de classe II (Tabela 3). Algumas bacias hidrográficas (*MT*, *SL* e *SC*) foram mais eutróficas em relação a essa variável. Águas eutróficas foram observadas em áreas urbanas e/ou em trechos de rios que recebem descarga excessiva de águas residuais, como também foi observado para elevadas concentrações de cor verdadeira e DBO. As bacias hidrográficas *AC*, *BN* e *AJ* também apresentaram concentrações de PT relativamente altas, principalmente pelas razões já mencionadas (influência urbana e falta de saneamento).

De acordo com Bowes *et al.* (2008), quando há predominância de contribuições pontuais, a carga de fósforo diminui com o aumento da vazão do rio devido ao efeito de diluição, enquanto que no caso de fontes difusas os resultados tendem a mostrar um aumento na carga proporcional à liberação de fósforo retido no sedimento. Isso estaria relacionado ao descrito por Mainstone e Parr (2002) sobre a relação das descargas difusas com os sedimentos que chegam aos rios através do escoamento. Esses efeitos foram observados, mas houve uma tendência de equilíbrio durante a estação chuvosa, na área de estudo, porque apenas as bacias hidrográficas *CO*, *AJ* e *MT* apresentaram diferenças sazonais significativas. *CO* e *AJ* com aumento de fósforo na estação chuvosa, semelhante a Cruz *et al.* (2019) e McKee, Eyre e Hossain (2000); enquanto que *MT* na estação seca, semelhante a Alvaréz-Cabria, Barquín e Peñas (2016), Jarvier *et al.* (2006) e Meter *et al.* (2019). O padrão sazonal (figura 42) também foi semelhante ao encontrado por Nguyen *et al.* (2016), onde o PT foi predominantemente maior na estação chuvosa e, em áreas densamente povoadas, isso ocorreu na estação seca.

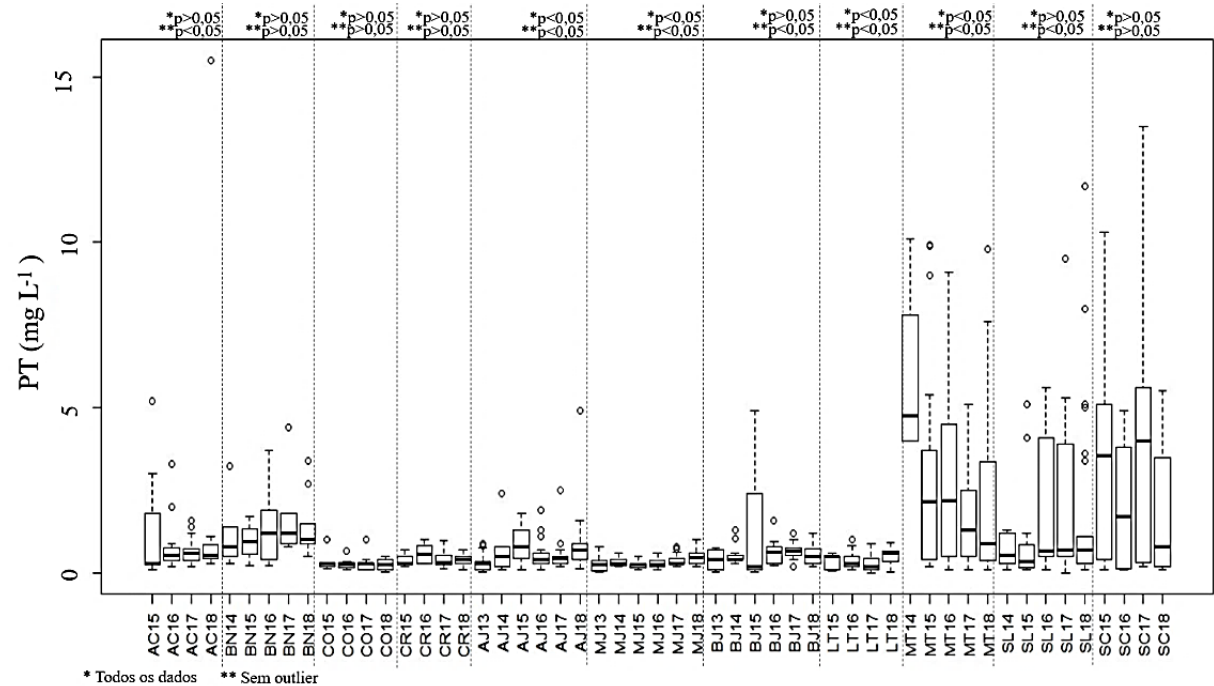
Diferenças interanuais significativas (figura 43), sem outliers, foram encontradas para um grande número de bacias hidrográficas (*AC*, *AJ*, *MJ*, *BJ*, *LT*, *MT* e *SL*). Variações de PT interanuais mais frequentes também foram relatadas por McKee, Eyre e Hossain (2000). Observou-se que nos anos mais secos houve um aumento na concentração de fósforo. De acordo com Jarvie, Neal e Withers (2005), durante eventos chuvosos, o fósforo particulado representa a grande porção que deságua no rio; no entanto, o fósforo reativo associado às consequências do crescimento de algas ocorre durante o período em que o rio está mais seco. Portanto, a redução da vazão do rio causa acúmulo de fósforo ao longo do curso. Esse comportamento é mais evidente na bacia hidrográfica do *BJ*, onde existem muitas áreas de irrigação que contribuem para os fluxos de fósforo na rede fluvial, além da influência das áreas urbanas.

Figura 42 - Valores de fósforo total para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 43 - Valores de fósforo total para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas significativas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

#### 5.3.2.4 Nitrogênio inorgânico total

Em relação às frações de nitrogênio avaliadas (nitrato, nitrito e amônia total), todas as bacias hidrográficas apresentaram boas condições para nitrato e nitrito, mas falharam nas concentrações de amônia total (AMT), em 7 (*BN, CO, CR, BJ, MT, SL* e *SC*) das 11 bacias hidrográficas. As bacias hidrográficas com as maiores concentrações de amônia são geralmente urbanas, e as agrícolas têm a maior concentração de nitrato e fósforo (WANG; LIU; LEE, 2015; HUANG; HUANG; ZHANG *et al.*, 2014). Portanto, a fração amoniacal mais significativa pode ser indicativa de descargas de águas residuais nas bacias hidrográficas. A bacia hidrográfica do *MT* teve a menor porcentagem de concordância com as águas da classe II. E, embora esse percentual tenha excedido os 90% para *AJ*, houve picos de AMT em 2015 durante a estação seca, que apareceram como outliers na figura 44.

Wang, Liu e Lee (2015) mostraram um aumento da poluição orgânica a jusante do rio Tamsui, no norte de Taiwan, e sugeriram que a qualidade da água seria favorecida pela melhoria das estações de tratamento de esgoto nos níveis secundários, para tratamentos mais avançados capazes de remover nutrientes, além de ações que controlam os processos de erosão natural de áreas adjacentes.

As diferenças sazonais significativas (figura 44) foram encontradas apenas para as bacias hidrográficas de *AC, CO* e *SC*, com aumento do NIT na estação chuvosa. Durante a estação chuvosa, há contribuições de nitrogênio através do escoamento. Durante a estação seca, as reações de transformação de nitrogênio tendem a ser mais aceleradas pelo aumento da temperatura (PAN; XU; WANG, 2019), mas existem fontes de nitrogênio devido ao aumento e acúmulo de matéria orgânica e às descargas de efluentes na rede fluvial. As diferenças sazonais dependem do equilíbrio entre a poluição da água do rio, a degradação do nitrogênio (especialmente na estação seca) e a entrada de nitrogênio na estação chuvosa. No presente estudo, o primeiro manteve uma fonte contínua alta de nitrogênio ao longo do ano, foi normalmente muito mais relevante que o segundo, não causando diferenças sazonais significativas na maioria das bacias hidrográficas. O aumento das concentrações de nitrogênio nas bacias hidrográficas de *AC, CO* e *SC* durante a estação chuvosa pode estar relacionado à (re) suspensão de matéria orgânica acumulada no sedimento ou transportada pelo escoamento.

O resultado em *SL*, indicando um aumento na estação seca, foi semelhante ao identificado por Nguyen *et al.* (2016), que encontraram um aumento de amônia em águas menos

diluídas, após locais monitorados com áreas de alta densidade populacional.

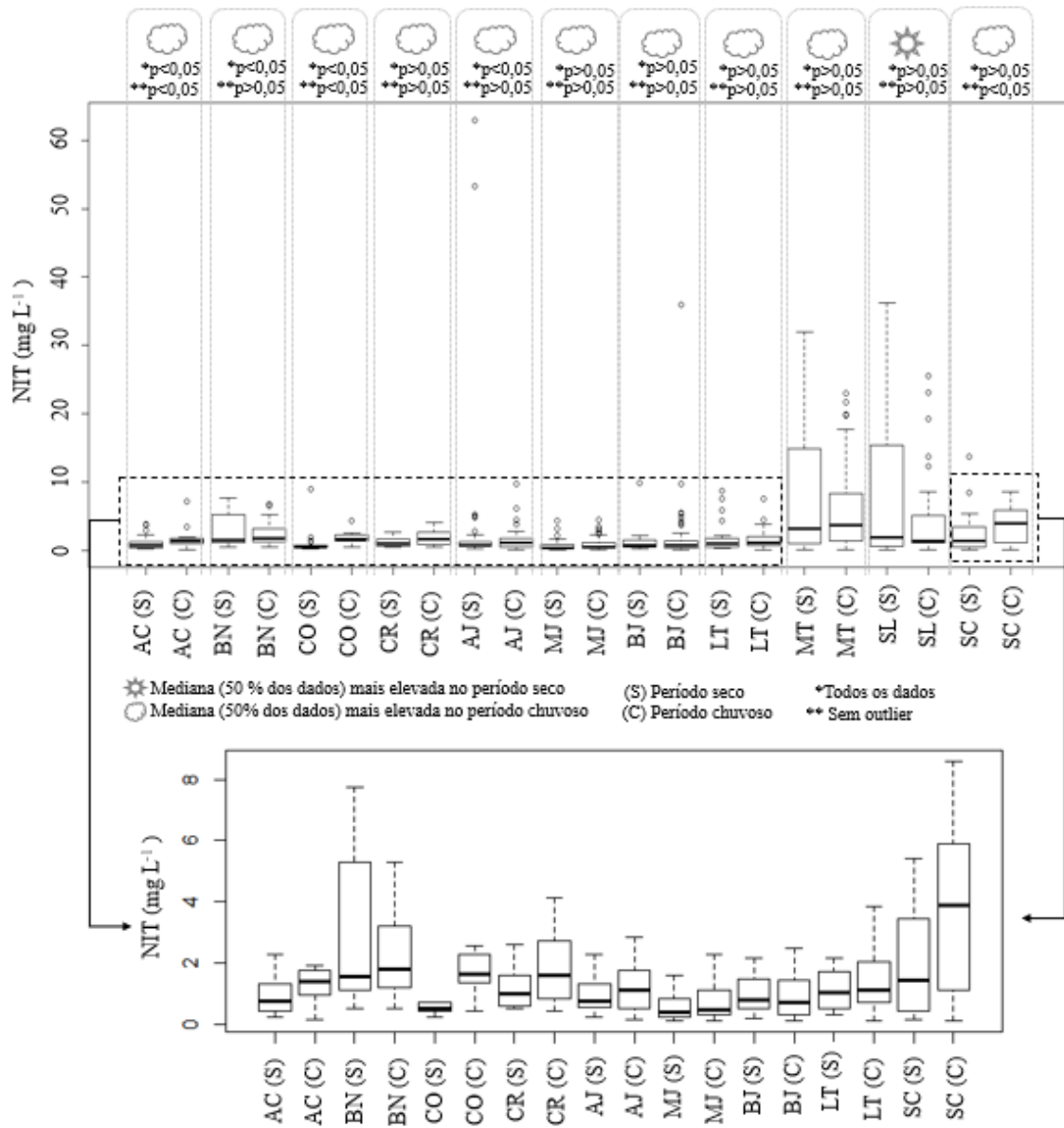
A diferença na resposta sazonal entre nitrogênio e fósforo também foi relatada por Álvarez-Cabria, Barquín e Peñas (2016). Eles identificaram um aumento de fosfatos na estação seca e um aumento de nitratos na estação mais úmida, em clima temperado. A dificuldade de comparar sazonalmente os níveis de nutrientes também foi discutida por Ramírez *et al.* (2018), ao associarem o aumento de nutrientes na transição entre períodos de menor fluxo para maior fluxo e vice-versa.

Interanualmente (figura 43), foram identificadas diferenças estatisticamente significativas em *AC*, *CO*, *AJ*, *MJ*, *BJ* e *SL*. É importante notar que *SL*, *AJ*, *MJ* e *BJ* fazem parte da mesma rede hidrológica. *AJ* e *SL* convergem para *MJ*, esse segue para *BJ*. Nessas bacias hidrográficas, a diferença interanual foi caracterizada por um aumento em 2015, 2016 e 2017 (anos relativamente mais secos) e uma redução em 2018 (ano relativamente mais chuvoso). Para *CO*, foi perceptível uma diferença estatística principalmente devido à diminuição do nitrogênio em 2018 – ano mais chuvoso.

Alguns outliers foram identificados em anos chuvosos. Xue *et al.* (2016) avaliaram a excedência da conformidade com os padrões de nitrato em uma bacia semiárida na China e afirmaram que fenômenos sazonais, como inundações e secas, alteram a dinâmica das frações inorgânicas de nitrogênio, bem como existe uma relação entre a redução de nitrogênio inorgânico e a absorção biológica. Segundo Medeiros *et al.* (2016) as elevações da carga de nutrientes nas regiões semiáridas podem ocorrer devido à erosão, pois em solos rasos e cristalinos as precipitações mais intensas tendem a ter um efeito erosivo superior ao da infiltração. Isso também pode explicar a elevação de nitrogênio na estação chuvosa.

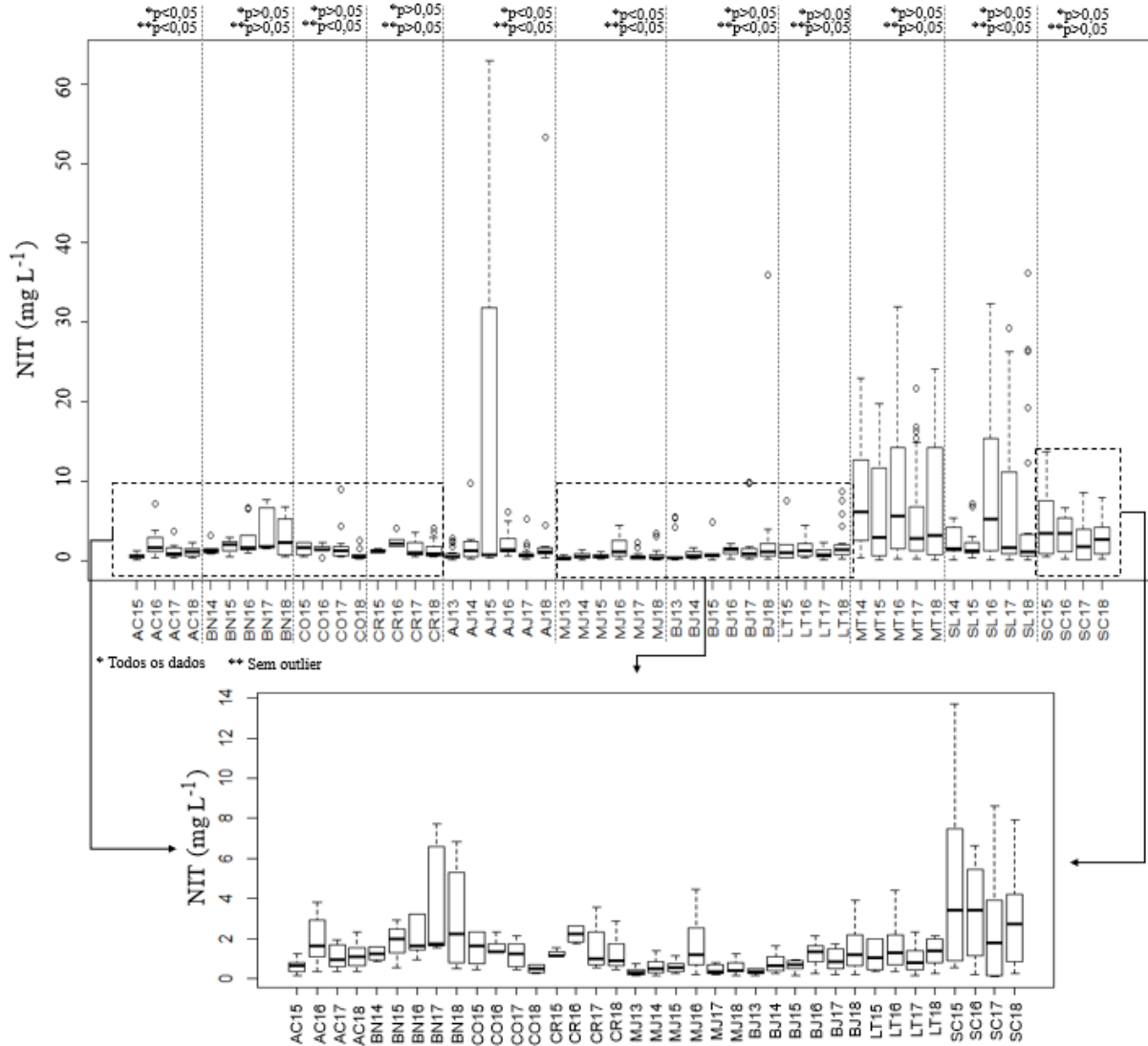


Figura 44 - Valores de nitrogênio inorgânico total para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas significativas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 45 - Valores de nitrogênio inorgânico total para o agrupamento interanual e indicadores de diferenças estatísticas entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

### 5.3.2.5 Clorofila *a*

Em ambientes lóticos, são esperadas maiores concentrações de fósforo e menores de clorofila *a*, em contraste com as fontes de águas lênticas (LAMPARELLI, 2004). No entanto, houve locais de monitoramento com concentração de clorofila *a* muito superior ao limite da classe II, semelhante a águas eutrofizadas, conforme relatado por Pacheco e Lima Neto (2017) e Nguyen *et al.* (2019). Somente AC, CO, CR, MJ e LT excederam 90% da adequação. As porcentagens mais baixas e as concentrações mais altas (sem outliers) foram identificadas para

SC. A diferença nas concentrações entre as bacias hidrográficas reflete a capacidade de resposta dos ecossistemas lóticos às mudanças de nutrientes e paisagem, de acordo com Ramírez *et al.* (2018) e Reisinger, Tank e Dee (2016).

Em SC, os maiores valores de clorofila *a* foram encontrados no trecho do rio entre duas estações de tratamento de esgoto. O crescimento de algas pode ter sido aumentado pelos efluentes da lagoa de estabilização. A segunda bacia com o pico mais alto foi a do SL, na estação seca de 2017, no local de monitoramento 5, jusante da sede municipal de Juazeiro do Norte (município densamente povoado) e também do lançamento de uma lagoa de estabilização. Na mesma amostragem, o nitrogênio atingiu 24,81 mg L<sup>-1</sup> e fósforo total de 4,5 mg L<sup>-1</sup>, faixas altas e aproximadas para efluentes sanitários, isso também foi observado para a MT. Em sequência, esteve a bacia hidrográfica do AJ, com ocorrência máxima na estação seca de 2017, para ponto de monitoramento 3. No mesmo período da campanha anterior (2016) essa área apresentou um leito completamente seco e sua vazão foi restaurada pelas chuvas do início de 2017.

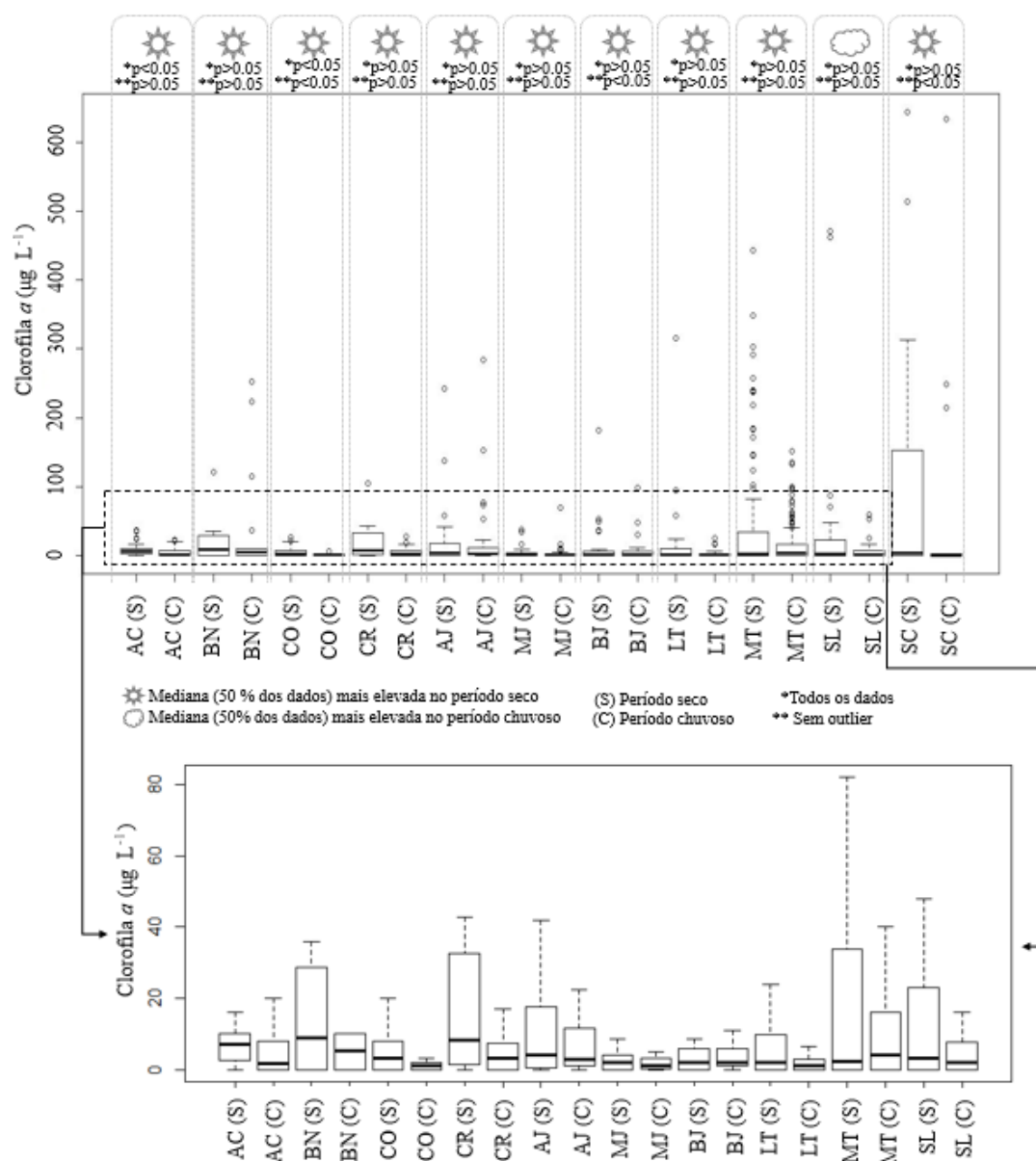
Além da influência de nutrientes e biomassa pelas estações de tratamento de esgoto, a alta concentração de clorofila *a* observada pode estar relacionada a: existência de uma rede de reservatórios para perenização dos cursos e aumento da clorofila *a* nos períodos mais secos, com a redução de vazão; contribuição de despejos agrícolas; diferenças no quantitativo de precipitação entre as bacias hidrográficas, o que afeta a qualidade da água nos reservatórios (BRAGA; BECKER, 2020; CHAVES *et al.*, 2019; SANTOS *et al.*, 2014; ROCHA JUNIOR, 2018).

As variações sazonais e interanuais da clorofila *a* estão mostradas nas figuras 46 e 47, respectivamente. As diferenças sazonais foram significativas apenas para CO, BJ e SC, provavelmente devido à descarga contínua de efluentes ao longo das estações que prejudicaram os efeitos hidrológicos sazonais. O aumento da clorofila *a* na estação seca também foi relatado por Soro *et al.* (2020), Nguyen *et al.* (2019), Onwuteaka e Choko (2018) e Ilie *et al.* (2017). Esse aumento decorreu provavelmente da elevação na temperatura e da taxa de fluxo de água reduzida, que favorecem o crescimento do fitoplâncton.

Por outro lado, todas as bacias hidrográficas apresentaram diferenças significativas entre os anos. Observou-se que baixas concentrações de clorofila *a* ocorreram nos anos mais secos. O aumento da clorofila *a* na estação seca dos anos mais chuvosos também pode estar relacionado à disponibilidade de nutrientes. No entanto, essa ocorrência deve ser melhor avaliada em novos estudos. Wu *et al.* (2016) verificaram a relação da variabilidade da

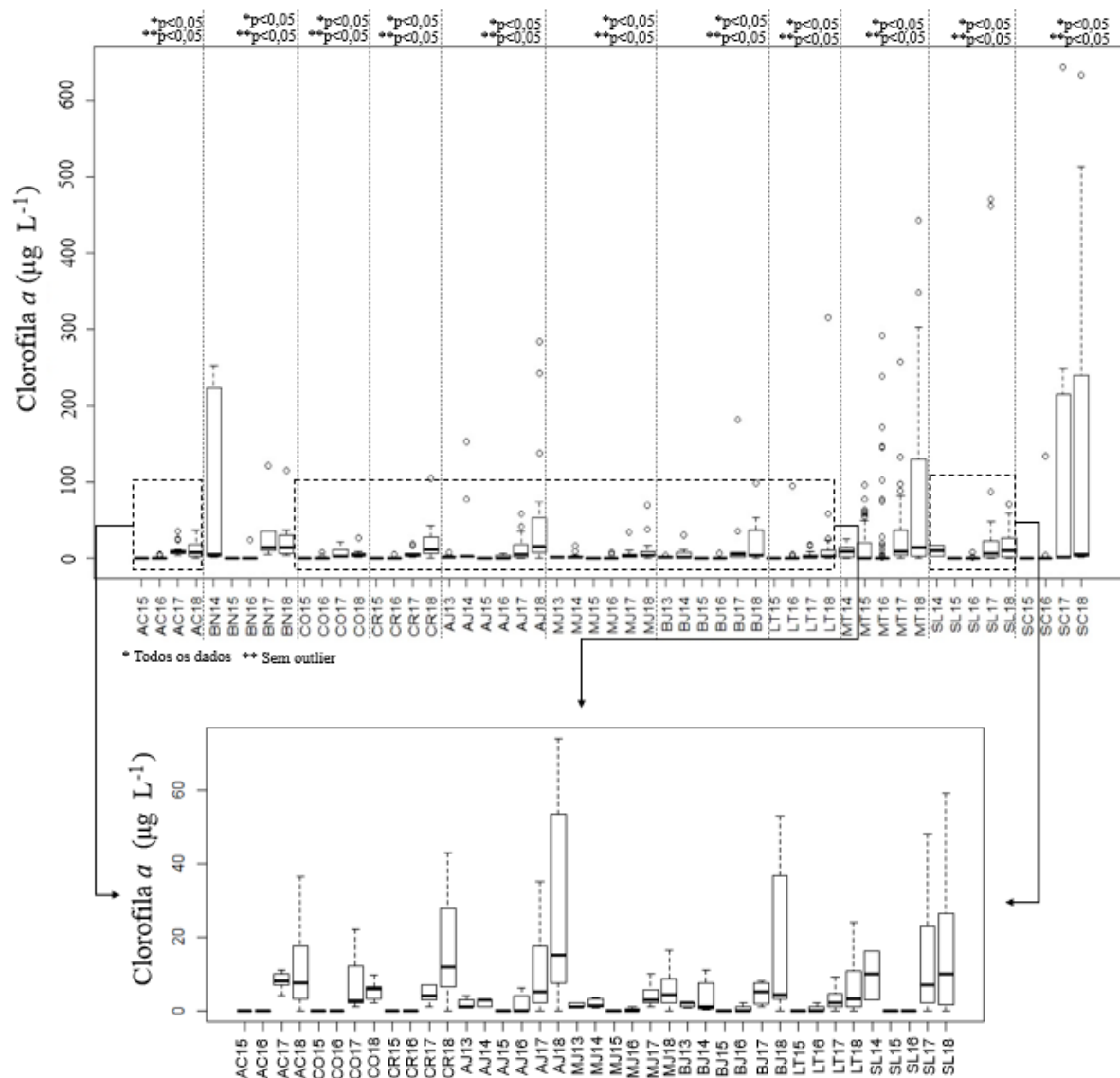
concentração de clorofila *a* com os diferentes tipos de entrada de sedimentos nos rios, o que pode ter sido uma razão para os resultados apresentados.

Figura 46 - Valores de clorofila *a* para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de *p*) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 47 - Valores de clorofila *a* para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

### 5.3.2.6 Sólidos totais e dissolvidos

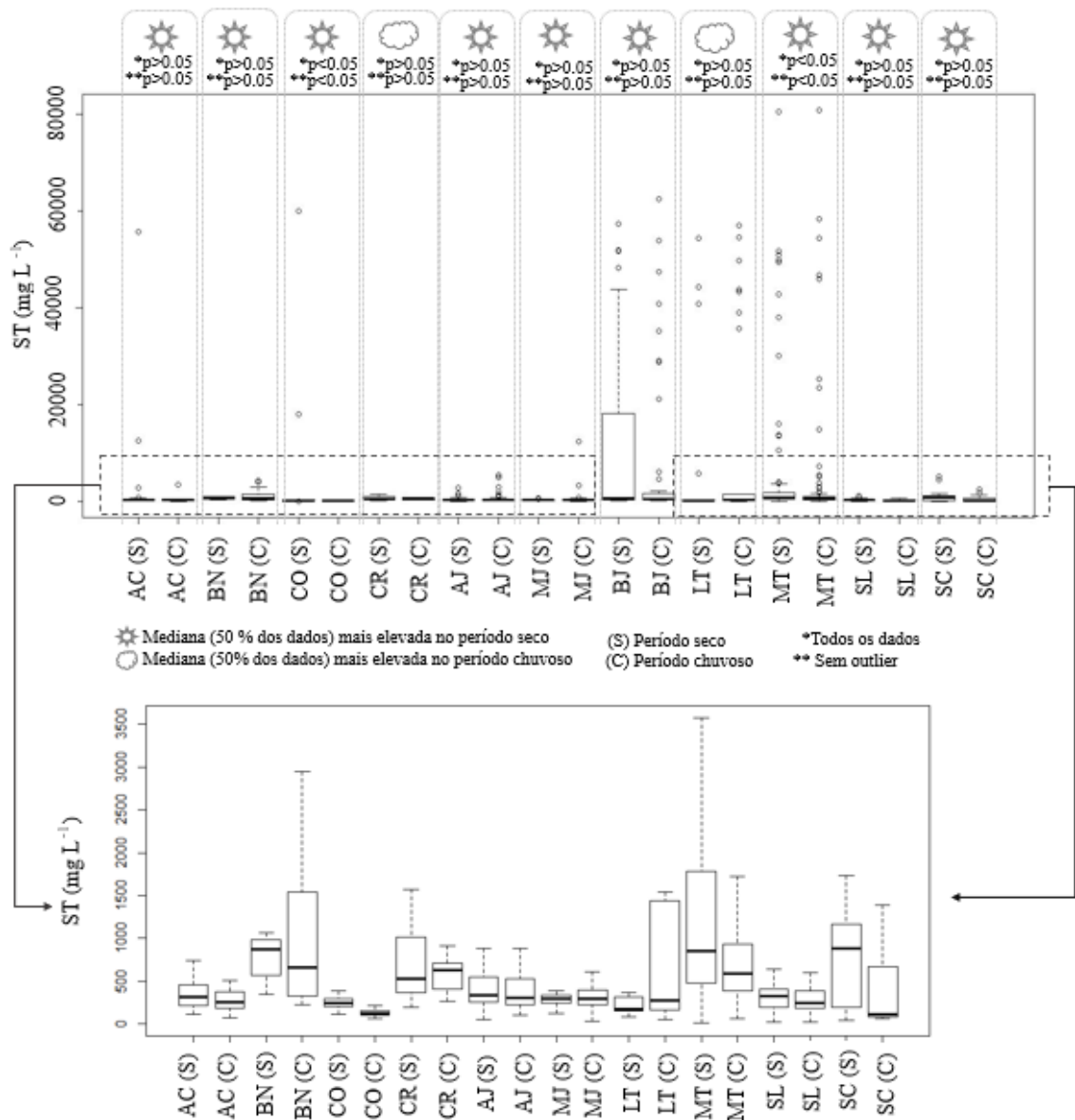
As porcentagens de sólidos totais dissolvidos (STD), que não apresentaram mais de 90% de concordância com as águas classificadas na classe II (Tabela 3), foram principalmente relacionadas às bacias hidrográficas sob influência costeira (*CR*, *BJ*, *LT* e *MT*), provavelmente em razão das características estuarinas. Altas concentrações de sólidos totais (ST) foram observadas em locais de monitoramento (22) localizados nos municípios (7) com uma zona estuarina relevante. Em *BJ*, por exemplo, os principais valores entre  $1.341 \text{ mg L}^{-1}$  e  $62.520 \text{ mg}$

L<sup>-1</sup> de ST corresponderam a um local de monitoramento localizado a cerca de 17 km do oceano Atlântico. Também foram observadas concentrações de ST superiores a 1.000 mg L<sup>-1</sup> para as bacias hidrográficas costeiras de *AC*, *CR*, *LT* e *MT*.

A concentração de sólidos totais, em contraste com a turbidez, refletiu que a maioria destes está dissolvida e também esteve relacionada com a DBO e cor. Elevadas concentrações de sólidos dissolvidos são indicadores de um alto nível de poluição (TITILAWO *et al.*, 2019) e salinidade (BHUTIANI *et al.*, 2016). O aumento no verão foi identificado por Hassan *et al.* (2017), no entanto, por Bassey *et al.* (2019), Rabee, Abdul-Kareem e Al-Dhamin (2011) e Ayeni, Balogun, Soneye (2001) foi encontrado para a estação chuvosa, devido ao efluente doméstico e ao escoamento superficial dos campos cultivados. No presente trabalho, verificou-se a ocorrência de valores mais elevados durante a estação seca, exceto para *CR* e *LT*, bacias hidrográficas com condições de qualidade intermediária e precipitação relativamente alta, fator de influência no efeito da resposta hidrológica sobre a qualidade. Como em Hassen *et al.* (2017), o incremento de sólidos na estação seca esteve associado a um aumento na concentração de matéria orgânica. Os resultados do presente trabalho (figura 48) também concordaram com Laraque *et al.* (2013) ao identificarem concentrações mais altas de sólidos dissolvidos em menor vazão.

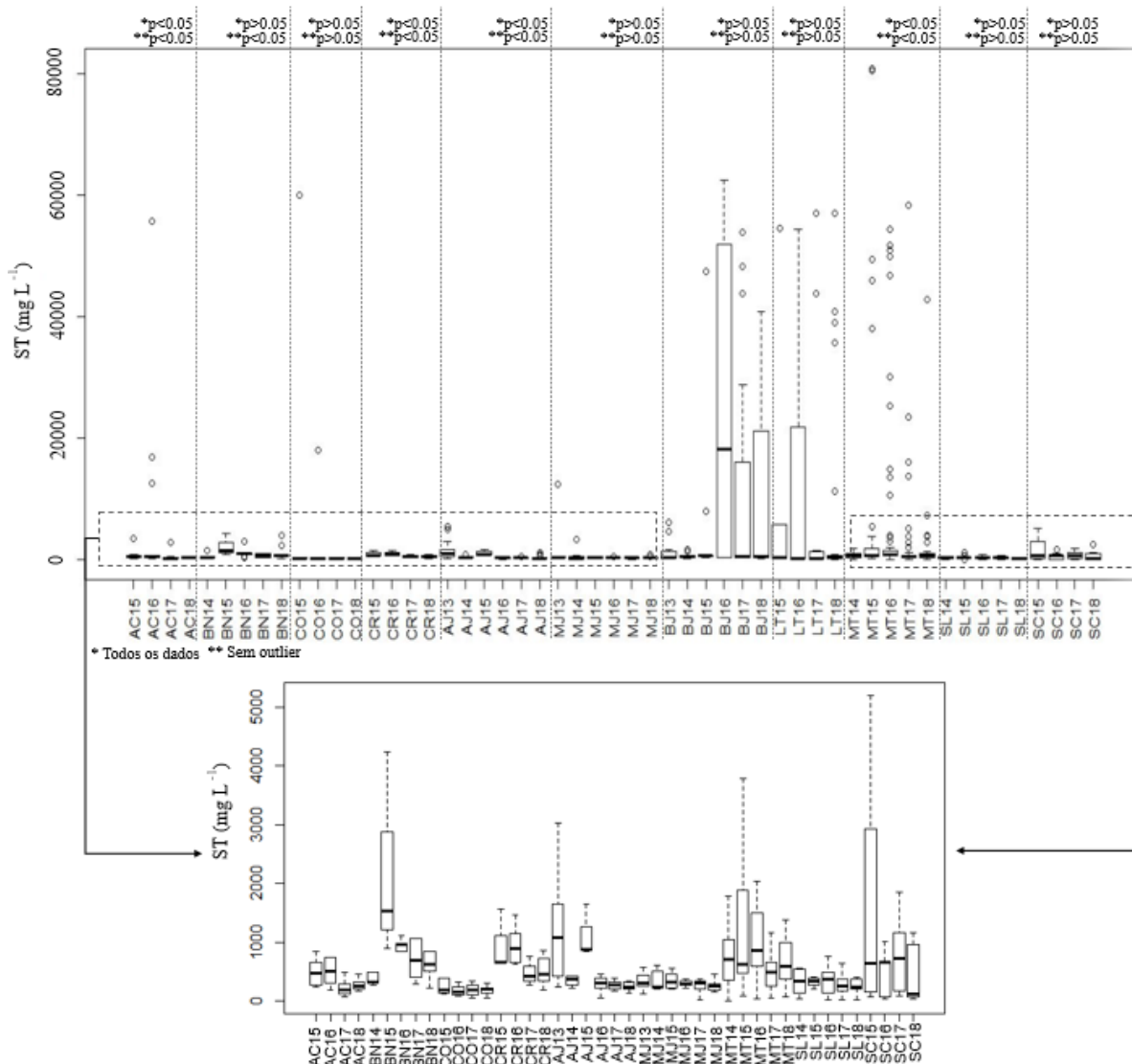
As diferenças interanuais (figura 49) foram significativas apenas para três bacias hidrográficas costeiras (*AC*, *CR* e *MT*) e duas bacias hidrográficas de campo (*AJ*, *BN*), mas com outliers mais frequentes em anos mais secos, especialmente para a bacia hidrográfica *MT*. Além disso, nos anos mais secos, os maiores valores foram encontrados para as bacias hidrográficas que apresentaram diferença estatística significativa. Elevados valores de ST e diferenças sazonais e interanuais foram relevantes apenas para a bacia hidrográfica costeira e com alta antropização. Apesar da aparente variação no *LT* e no *BJ*, com um aumento nos anos mais secos, o teste estatístico não foi sensível a essas alterações, mesmo após a remoção de valores extremos.

Figura 48 - Valores de sólidos totais para o agrupamento sazonal e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 49 - Valores de sólidos totais para o agrupamento interanual e indicadores de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

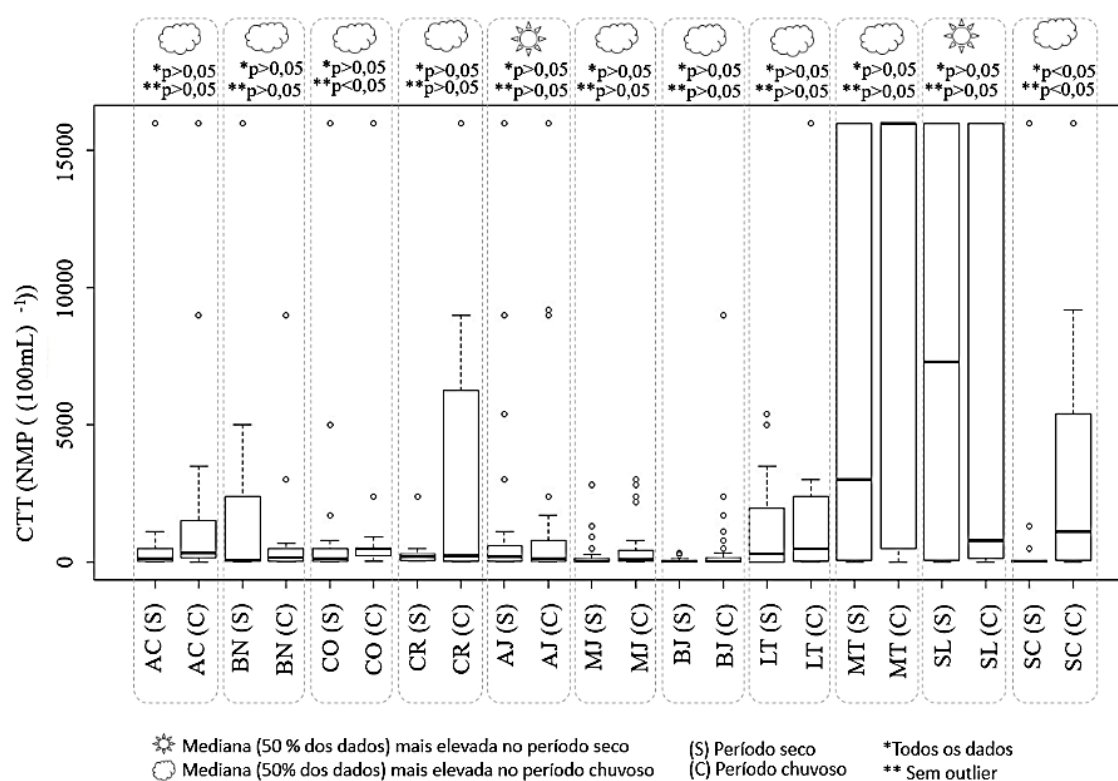
### 5.3.2.7 Coliformes termotolerantes

Quanto aos coliformes termotolerantes (figura 50) as bacias que apresentaram maior criticidade de dados foram *MT* e *SL*, ambas concentram os maiores índices de densidade demográfica do estado e os mananciais refletem os impactos ocasionados por esta. *MT* apresentou 50,8% dos valores para coliformes totais termotolerantes iguais ou acima do limite de detecção do método desenvolvido (16000 (NMP ((100mL)<sup>-1</sup>)). Em *SL*, os principais pontos responsáveis por essa elevação são o 5 e 6, visto que nestes os valores de CTT são iguais ou



superiores a 16000 (NMP ((100mL)<sup>-1</sup>) em todas as campanhas. Na nascente dessa bacia hidrográfica os coliformes totais termotolerantes foram detectados apenas uma vez (40 (NMP ((100mL)<sup>-1</sup>)) em período chuvoso (abril de 2017), sugere-se que em razão do carreamento de materiais. Em termos de balneabilidade, essa realidade é preocupante, pois pode oferecer riscos sanitários às comunidades que por ventura façam uso da água nos períodos de cheia ou de vazão nos cursos.

Figura 50 - Valores de coliformes totais termotolerantes para o agrupamento interanual e indicativos de diferenças estatísticas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

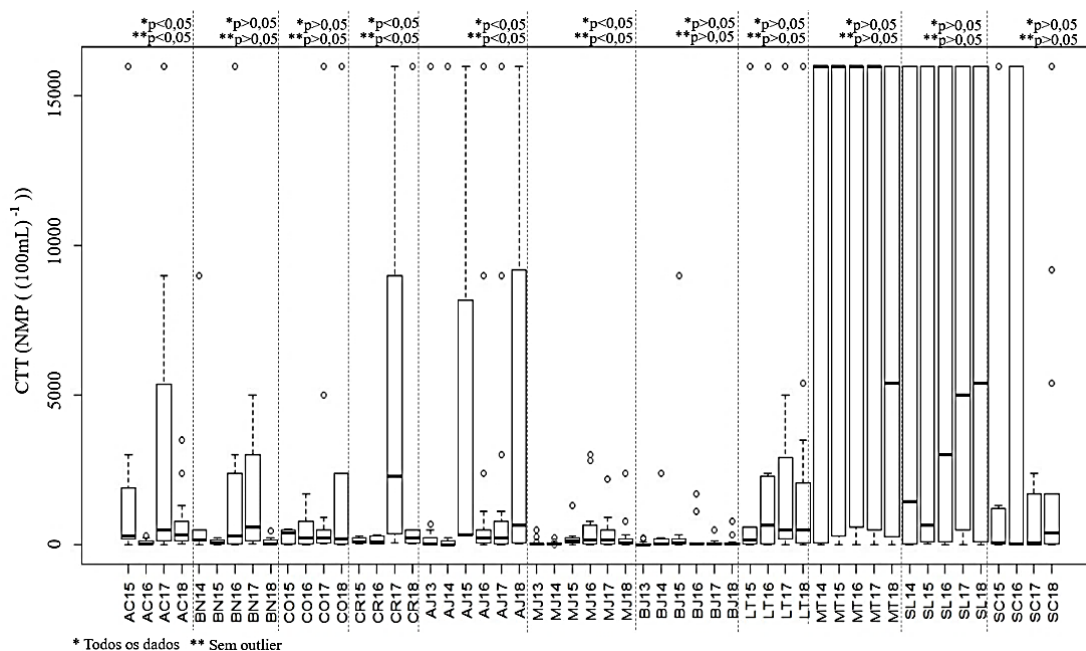
Os eventos de chuva e escoamento superficial têm, portanto, um duplo efeito: a diluição da concentração de CTT no rio, mas também o transporte de sedimentos e resíduos para a rede fluvial, esses podem ter se equilibrado na área de estudo durante a estação chuvosa e gerado um aumento de coliformes na estação chuvosa, semelhante a Anhawange, Agbanzi e Gimba (2012), Xie *et al.* (2014), Nguyen *et al.* (2016) e Kindiki *et al.* (2018), exceto AJ e SL, essas tiveram uma mediana mais alta na estação seca, semelhante a Rerder, Flörke e Alcamo (2015). O aumento de coliformes totais devido ao aumento das chuvas também ocorre em lagos urbanos

na mesma região, cujas concentrações são governadas por descargas de esgoto e escoamento superficial (FRAGA *et al.*, 2020). No entanto, não foram encontradas diferenças sazonais significativas, além das bacias hidrográficas de *CO* e *SC*, o que pode ser explicado pela descarga contínua de efluentes ao longo do ano que prejudicam os efeitos hidrológicos sazonais.

Rabee, Abdul-Kareem e Al-Dhamin (2011) e Zhang *et al.* (2020) também identificaram o transporte de coliformes fecais em resposta às chuvas nas áreas urbanas e isso estaria relacionado à suspensão de sólidos. Em diferentes regiões climáticas, o aumento de bactérias no grupo coliforme é relatado no verão, pois no inverno elas são desativadas ou morrem no solo e nas águas superficiais (CHO *et al.*, 2016; LAURENT; MAZUMDER, 2013). No entanto, essas condições são muito diferentes da sazonalidade das regiões semiáridas.

Na escala interanual (figura 51), foram observadas diferenças significativas de CTT para as bacias hidrográficas *AC*, *CR*, *AJ* e *MJ*. Essa diferença foi gerada pelo aumento de CTT nos anos mais secos para *AC*, *CR* e *MJ*. Por outro lado, para a bacia hidrográfica do *AJ*, uma concentração muito alta de CTT foi observada não apenas no ano mais seco (2015), mas também no mais chuvoso (2018).

Figura 51 - Valores de coliformes totais termotolerantes e indicativos de diferenças estatísticas significativas (valor de p) entre os grupos



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

As incertezas quanto à variação na concentração de coliformes nos rios estão relacionadas ao metabolismo versátil dos microrganismos em termos de taxa de multiplicação e limitações na contagem em testes de laboratório, porém há indícios de que há maior enriquecimento em rios com menor vazão e, portanto, uma capacidade de autodepuração reduzida (MARQUES *et al.*, 2019).

Além disso, as bacias com influência estuarina apresentaram valores mais baixos de CTT, exceto para aquelas com alta densidade populacional, como *MT*. Liu e Chan (2015) encontraram uma diminuição de coliformes com o aumento da salinidade, porque a taxa de mortalidade destes é acentuada por uma maior concentração de sais e, também, há diluição de CTT devido à entrada de água marinha.

#### 5.4 Conclusão

- A bacia hidrográfica com variáveis de qualidade mais destoantes da classe II foi *MT*, seguida por *SC*, *BN*, *SL*, *BJ*, *CR*, *AJ*, *LT*, *CO*, *AC* e *MJ*. As bacias hidrográficas urbanas (*MT*, *SL*, *SC* e *AJ*) apresentaram as maiores concentrações de matéria orgânica e nutrientes, principalmente devido aos efluentes sanitários. As bacias hidrográficas *MT*, *SC* e *SL* apresentaram as maiores concentrações de clorofila *a*, cor (verdadeira) e DBO, principalmente a jusante das estações de tratamento de águas residuárias que favoreceram consideravelmente para alteração dos parâmetros de qualidade. A concentração de coliformes termotolerantes foi alta para ambas as estações em boa parte das bacias hidrográficas. Nesse contexto, restrições ao uso da água, quanto ao consumo humano e a balneabilidade devem ser previstas.
- A análise hidroclimática indicou que houve períodos secos para as bacias hidrográficas entre 2013 e 2017. Comparando os padrões climáticos com as variações da qualidade da água do rio, foi verificado: aumento do pH na estação seca após anos de secas severas; aumento da cor (verdadeira) na estação chuvosa após os anos secos; aumento da turbidez na estação chuvosa dos anos chuvosos; aumento da DBO nos anos mais secos; aumento do fósforo total em anos mais secos. Em relação ao nitrogênio inorgânico (amônia, nitrito e nitrato) houve aumento na estação chuvosa, com variabilidade anual em relação às bacias hidrográficas; a clorofila *a* foi maior na estação seca de anos chuvosos, após anos secos sucessivos.

- As diferenças estatísticas significativas sazonais com as respectivas variáveis foram identificadas em: *CO, MJ, MT* (pH); *CO* (turbidez); *BN, CO, CR* (cor); *AC, MT* (DBO); *AC, CO, SC* (NIT); *CO, AJ, MT* (PT); *CO, BJ, SC* (clorofila *a*); *CO, MT* (ST) e *CO, SC* (CT). Na interanualidade foram: *CR, MJ, MT* (pH); *AC, AJ, SC* (Turbidez); *AC, CO, AJ, MJ, BJ, MT* (Cor); *BN, CR, AJ, MJ, BJ, LT, MT* (DBO); *AC, MJ, AJ, BJ, LT, MT, SL*(PT); *AC, CO, AJ, MJ, BJ, SL* (NIT); *AC, BN, CO, CR, AJ, MJ, BJ, LT, MT, SL, SC* (clorofila *a*); *AC, BN, CR, AJ, MT* (ST) e *AC, CR, AJ, MJ, BJ, LT* (CTT). Logo, a variabilidade interanual foi mais frequente entre os grupos.

## 6. AVALIAÇÃO ESPACIAL DO IET EM RIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

### 6.1 Introdução

O presente capítulo realizou uma abordagem mais específica em termos de distribuição espacial, acerca da variável com qualidade mais crítica nos mananciais anteriormente avaliados (item 5). A eutrofização é uma ocorrência já bastante relatada em estudos ecológicos e sanitários. Caracteriza-se pela elevação da concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo e conseqüentemente a possibilidade de aumento da produtividade primária no manancial pela proliferação de fitoplâncton. Tal processo gera várias alterações na qualidade das águas, como mudanças de cor, sabor, toxicidade; prejudicando seus usos e onerando o tratamento da mesma (VON SPERLING, 2018; TUNDISI, 2013; ESTEVES, 2012). O Índice de Estado Trófico é utilizado para avaliar o nível de eutrofização do manancial e neste trabalho foi adotado para verificação da diferença espacial das concentrações de fósforo nos rios em estudo, na identificação de áreas mais críticas à eutrofização, como uma ferramenta de gestão e planejamento, conforme indicado por Maia *et al.* (2015). Comparações entre a eutrofização em lagos e em rios foram estudadas por Hilton *et al.* (2006). Eles elaboraram um modelo conceitual, identificando relações entre o tempo de retenção dos cursos, pois a predominância do fitoplâncton seria diretamente proporcional a esse. Em curtos tempos de retenção, a luminosidade se sobrepõe até mesmo à limitação por nutrientes, pois há a dominação pelas algas epifíticas. Nesses casos, o fósforo solúvel é ainda melhor preditor de eutrofização que o fósforo total.

Segundo Dodds e Smith (2017), apesar de haver uma diferença entre o quantitativo de informações para o entendimento da eutrofização em lagos para o que ocorre nos rios, muitos avanços já foram realizados. Uma das contribuições importantes consistem no papel dos materiais alóctones na realimentação da carga de nutrientes durante o fluxo e a qualidade nutricional desses elementos para a produção algal, considerando importante a perspectiva espacial.

Córregos e rios possuem uma remoção limitada de nitrogênio e geralmente retenção de fósforo, enquanto que as áreas estuarinas removem nitrogênio e transferem fósforo para os oceanos. A existência de lagoas e reservatórios, geralmente, retém o fósforo e removem nitrogênio (MOAL *et al.*, 2018). Os impactos dos reservatórios na qualidade das águas estão associados às características físicas dos mesmos, como o processo de estratificação ou o

acúmulo de nutrientes. A estratificação pode ocasionar a redução de oxigênio dissolvido na coluna d'água, remobilização do fósforo e produção de ácido sulfídrico, tendo como principais consequências a eutrofização, hipóxia e toxicidade da água. Enquanto que os reservatórios que favorecem os processos de sedimentação facilitam a deposição de fósforo adsorvido no sedimento e geram condições oligotróficas para jusante, interferindo na disponibilidade de material orgânico da cadeia alimentar (WINTON; CALAMITA; WEHRLI, 2019). O efeito do reservatório nas águas de jusante pode ainda diminuir a temperatura e aumentar a turbidez e fósforo total (LING *et al.*, 2017). Nesse sentido, foram avaliados os principais fatores relacionados às variações do IET para as bacias hidrográficas em questão.

## 6.2 Material e Métodos

O processo de obtenção de dados e a descrição da área do presente estudo pode ser observada no item 5 (5.2.3). O IET foi determinado com base na concepção desenvolvida para rios por Carlson (1977) e adaptado por Lamparelli (2004) (equação 07), a partir das concentrações de fósforo total. Para verificação das diferenças estatísticas quanto aos locais monitorados, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis (ver item 3.4.1.3). As classificações podem indicar as características apresentadas no quadro 10.

$$IET_{PT} = 10 \left( 6 - \left( \frac{(0,42 - 0,36 (\ln(P_T)))}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (07)$$

Onde:  $PT$  = Concentração de fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )

Quadro 10 – Classificação dos corpos aquáticos segundo IET

Estado trófico	IET	Característica
<b>Ultraoligotrófico</b>	$IET \leq 47$	Produtividade reduzida, concentração de nutrientes insignificante
<b>Oligotrófico</b>	$47 < IET \leq 52$	Baixa produtividade, não há interferência dos nutrientes em alterações expressivas da qualidade

das águas		
<b>Mesotrófico</b>	$52 < IET \leq 59$	Produtividade intermediária, com a possibilidade de alterações da qualidade das águas, mas em níveis geralmente aceitáveis
<b>Eutrófico</b>	$59 < IET \leq 63$	Produtividade elevada em relação às condições naturais, o aumento da concentração de nutrientes pode interferir na qualidade da água para usos múltiplos
<b>Supereutrófico</b>	$63 < IET \leq 67$	Alta produtividade, baixa transparência, alterações na qualidade da água, floração de algas, comprometimento dos usos múltiplos
<b>Hipereutrófico</b>	$IET > 67$	Manancial fortemente afetado por matéria orgânica e nutrientes, usos comprometidos, morte de peixes e floração de algas.

Fonte: Adaptado de Lamparelli (2004)

### 6.3 Resultados e discussão

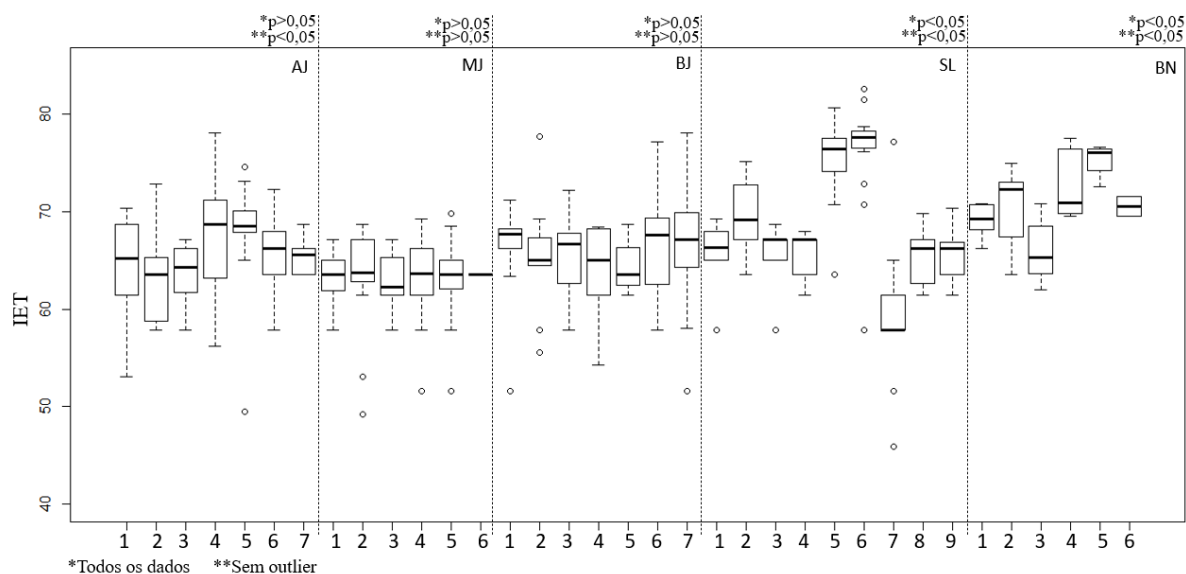
As bacias hidrográficas *AJ*, *SL*, *BN*, *AC*, *CR*, *LT*, *SC* e *MT* apresentaram diferenças estatísticas significativas, considerando a remoção de outliers (ver figuras 52, 55 e 56). Para *AJ*, em termos médios e medianos o manancial – em todos os locais – apresentou valores na faixa supereutrófica e atingiu condição hipereutrófica em algum momento do monitoramento. As medianas mais elevadas foram verificadas notadamente para em 4 e 5, nessas houve um aumento em 5,5% do índice em relação aos pontos de montante. Esses locais estão fortemente impactados tanto por despejos sanitários como agrícolas e inseridos em região fortemente degradada (figuras 53 e 55). Destaca-se que eles estão a montante do reservatório Orós e podem contribuir para a deterioração da qualidade da água armazenada por esse, uma vez afluentes deste, cujas águas já sofrem as consequências da degradação (CHAVES *et al.*, 2019). A jusante desse reservatório houve uma redução das concentrações de fósforo, comparativamente em relação aos pontos de montante em 2,7%, em termos médios e medianos, semelhante ao reportado por Moal *et al.* (2018), Freire *et al.* (2013) e Molisani *et al.* (2012).

Os resultados de *SL* corroboraram com Faustino *et al.* (2018), ao identificarem águas hipereutróficas na bacia hidrográfica. No entanto, esse não encontrou significância estatística para o lançamento de ETE, vistas as condições de eutrofização que já existiam mesmo antes do lançamento de uma das principais estações de tratamento de esgotos de área densamente

povoada. A classificação oligotrófica foi identificada somente nas proximidades da nascente do rio Batareiras (7), em que permanece em qualidade mesotrófica por maior parte do tempo, com elevações durante período chuvoso, o que pode ser explicado pelo arraste de materiais para o curso. Em *SL* foi notória a elevação para 5 e 6, com um acréscimo de 12,64% a 14,10% sobre as médias dos pontos de montante, o primeiro situado nas abrangências de área urbana, densamente povoada tanto agrícola quanto rural. O acréscimo de cargas fosfatadas resultante da passagem pelas áreas urbanas também foi relatado por Souza (2014) no mesmo rio. Ademais, muitas das estações de tratamento de esgoto que circundam tais locais de monitoramento estão inoperantes e aquelas em operação não removem nutrientes com expressividade, por se tratarem de tecnologias de nível secundário (FREIRE, 2017).

Em *BN*, o trecho perenizado por reservatório (3) apresentou os menores índices de eutrofização, com redução em termos médios em 10,21% sobre as médias das concentrações dos locais de monitoramento de montante. Para *BJ*, apesar de não ter sido verificada significância de diferença estatística, houve uma elevação nos pontos 6 e 7, esses correspondem a uma passagem molhada, a jusante de ETE e onde ocorre o encontro do rio Jaguaribe com o rio Banabuiú. Em *MJ*, apenas um ponto apresentou classificação mesotrófica, durante o período chuvoso de 2013, sendo esse a jusante de um reservatório.

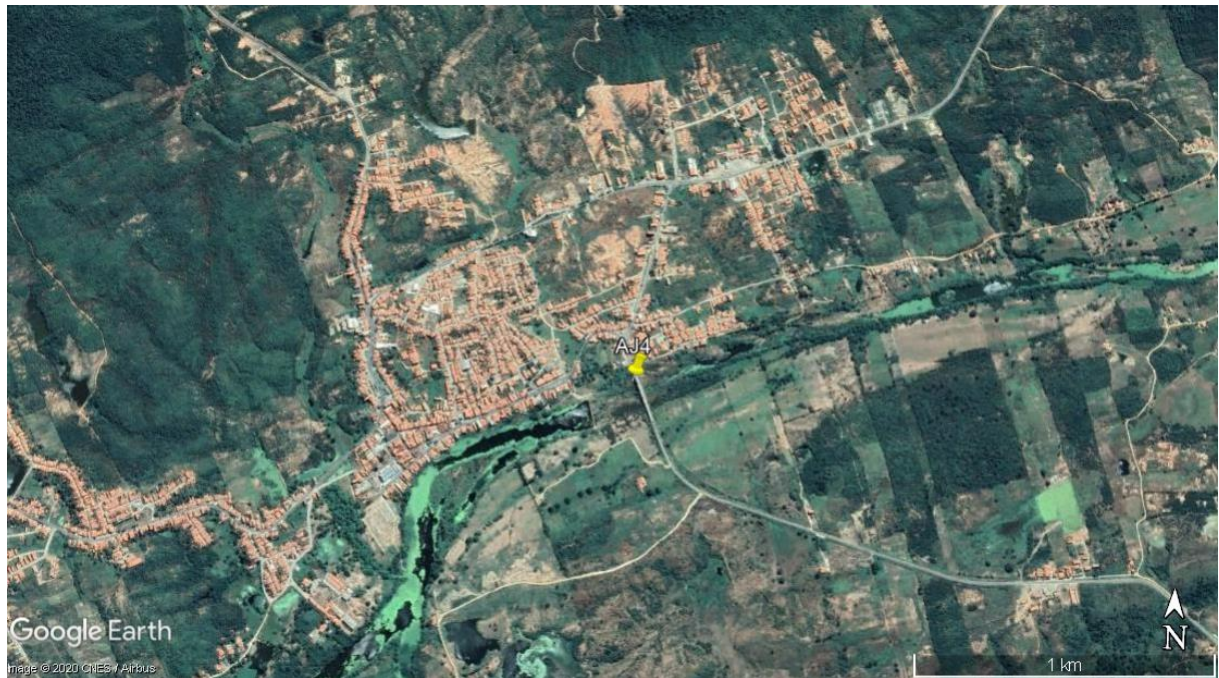
Figura 52 - Variações espaciais do IET nas bacias hidrográficas do rio Jaguaribe



Fonte: elaborado pelo autor (2020)



Figura 53 - Imagem de satélite do local de monitoramento AJ4



Fonte: Google Earth pro (2020)

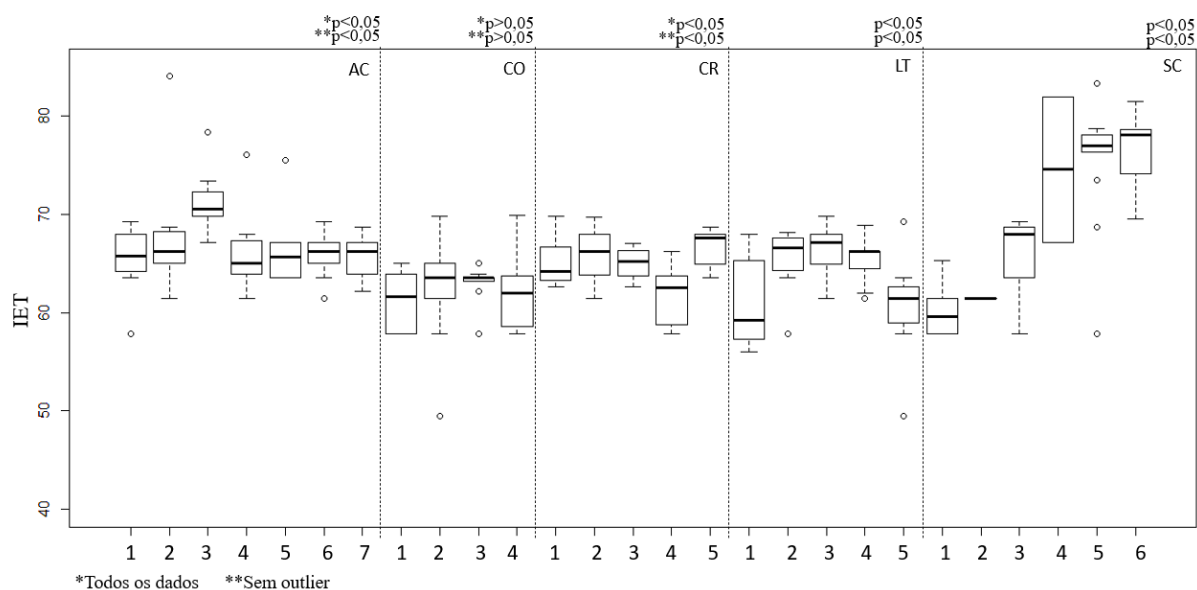
Figura 54 - Imagem de satélite do local de monitoramento AJ5



Fonte: Google Earth pro (2020)

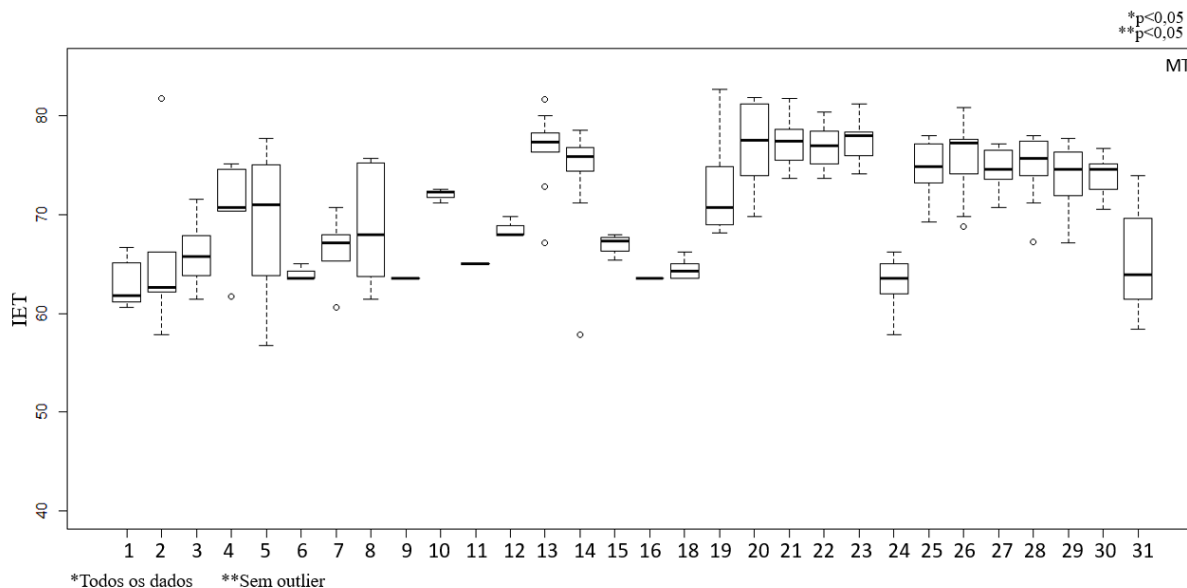
A diferença estatística encontrada para *AC* pode estar associada principalmente a elevação verificada em 3, no município de Santana do Acaraú, cujas contribuições principais ao rio incluem despejos sanitários e agrícolas. Em *CR*, somente 4 (área rural) não apresentou valores de classificação mesotrófica, os demais possuem IET entre classe eutrófica e hipereutrófica. Em *LT* isso ocorreu somente em 1 e 5, os dois extremos de montante e jusante do curso avaliado. Em *SC* foi notória a elevação das concentrações de fósforo a partir de 3, com valores mais acentuados em 4 e 6, ambos a jusante de ETE, em que houve um aumento de 22,30% do IET em relação ao valor médio dos pontos de montante. Ademais, nesses locais o manancial foi classificado como hipereutrófico, enquanto que as condições de montante foram majoritariamente mesotróficas. Em *MT* as águas estão em preocupante estado de eutrofização, semelhante ao identificado por Barbosa (2015), Silva (2013) e Souza (2013). Mesmo locais de monitoramento nas imediações de nascentes (*MT4* e *MT9*) apresentaram condição de mesotrófica a hipereutrófica.

Figura 55 - Variações espaciais do IET nas bacias hidrográficas *AC*, *CO*, *CR*, *LT* e *SC*



Fonte: elaborado pelo autor (2020)

Figura 56 - Variações do IET nas bacias hidrográficas metropolitanas



Não houve medições para o ponto de monitoramento 17 até o ano de 2018

Fonte: elaborado pelo autor (2020)

## 6.4 Conclusão

A partir da avaliação espacial foi possível destacar dois influentes de relevância: as alterações geradas pelos lançamentos de estações de tratamento de esgotos e escoamento de áreas agrícolas, bem como, o papel dos reservatórios na retenção do fósforo nessas bacias hidrográficas, o que pode comprometer a qualidade da água armazenada. A avaliação estatística permitiu identificar alvos estratégicos para o monitoramento e controle ambiental.

Houve uma redução entre 2,7% a 10,21% na média de valores de IET a jusante de reservatórios em relação aos valores em locais de monitoramento de montante. A jusante de estações de tratamento de esgoto houve um acréscimo identificado sobre o IET em mais de 20%, sendo essas responsáveis por modificar a classe mesotrófica para hipereutrófica do manancial em uma das bacias hidrográficas avaliadas. As condições de eutrofização refletiram a necessidade de uma melhor avaliação das atividades de uso e ocupação do solo, bem como a aplicação de medidas compensatórias por estes, como o tratamento dos efluentes lançados e barreiras naturais nas margens para conter as contribuições oriundas da lixiviação do solo, a partir das recomendações legais já existentes.

## 7. CONCLUSÃO GERAL

O conhecimento dos padrões hidroclimáticas e sua resposta sobre as variantes de qualidade das águas é de valiosa importância para o entendimento e a formatação de modelos de controle da qualidade das águas. Tais informações podem ser utilizadas no preenchimento de lacunas sobre águas perenizadas em regiões semiáridas relativamente mais úmidas ou contextualizadas para estudos em outras áreas. Nesse sentido, a integração de premissas pautadas em dados reais torna possível a ampliação e formulação de hipóteses mais seguras, tendo em vista as dificuldades e custos relacionados ao monitoramento e a demanda pela integração analítica com questões do clima e do uso e ocupação do solo.

Desse modo, esse trabalho fornece uma síntese que avança na compreensão da influência do clima, da hidrologia e dos efeitos antrópicos na qualidade da água de rios em áreas com instabilidade no regime hidrológico. As conclusões obtidas, em especial as abordadas nos itens 5 e 6, podem também ser motivacionais para novas pesquisas e continuidade do monitoramento a fim de consolidar o comportamento aqui discutido. Além disso, as relações dominantes encontradas e as hipóteses elaboradas podem ser usadas para a definição das condições iniciais e de contorno, a parametrização e a estrutura para modelagem eco-hidrológica orientada a processos em áreas áridas e semiáridas, ferramenta que pode ser explorada em trabalhos futuros.

A variabilidade interanual da qualidade da água dos rios foi em suma mais relevante do que a sazonal para as bacias hidrográficas, provavelmente devido à descarga contínua de efluentes ao longo das estações que prejudicaram os efeitos hidrológicos sazonais e a combinação de uma seca prolongada que conduziu regimes de fluxo bastante diferenciados. A transição dos anos secos para os úmidos também apresentou um papel importante nas mudanças na qualidade da água do rio, favorecendo a geração de valores extremos.

Os resultados indicaram ainda que as estações de tratamento de esgoto podem ser a principal causa na mudança de estado trófico dos rios, acarretando em uma degradação progressiva da qualidade das águas. Além disso, destacou-se o papel dos reservatórios na retenção do fósforo ao longo das bacias hidrográficas, o que também impactou potencialmente o estado trófico dos rios.

Afinal, ressalta-se que apesar da extrema importância em monitorar as variáveis supracitadas, novos parâmetros de avaliação necessitam ser inseridos aos programas de

monitoramento. Tal necessidade torna-se justificada pelo nível de deterioração que muitos dos locais monitorados se encontram e a influência urbana e agrícola evidentes que podem conferir outros contaminantes comprometedores da saúde ambiental e conseqüentemente humana. Nesse sentido, com a inclusão de novas variáveis e do reconhecimento do comportamento hidrológico, uma abordagem de componentes principais pode inferir parâmetros de importância e auxiliar na tomada de decisão frente às ações de gestão e recuperação da qualidade dos cursos d'água em abordagens futuras.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. Reservatórios do semiárido brasileiro – Hidrologia, balanço hídrico e operação. **Anexo C – Jaguaribe**. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília – DF. 2017 <https://www.ana.gov.br/noticias/estudo-reservatorios/anexo-c-jaguaribe.pdf>

AGORAMOORTHY, Govindasamy; CHAUDHARY, Sunita; CHINNASAMY, Pennan; HSU, Minna J. Harvesting river water through small dams promote positive environmental impact. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 188, n. 11, p. 1-11, 28 out. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5640-5>.

ALAM, M. J. B.; ISLAM, M. R.; MUYEN, Z.; MAMMUN, M.; ISLAM, S. Water quality parameters along rivers. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 4, n. 1, p. 159-167.2007. <http://dx.doi.org/10.1007/bf03325974>.

ALBUQUERQUE, E.L.S.; SOUZA, M. J. N. Condições ambientais e socioeconômicas nas bacias hidrográficas do setor metropolitano de Fortaleza, estado do Ceará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.9, n.1. p. 110-124. 2016.

ALI RAHMANI, S.E.; CHIBANE, B.; BOUCEFIANE, A.. Sensitive analysis of ground recharge estimation model, for semiarid areas. **Applied Water Science**, v.8(7), p.1-1. 2018.

ALLAN, J. Davi; CASTILLO, María M. **Stream Ecology**: structure and function of running waters. 2. ed. London: Springer, 2007. 388 p.

ÁLVAREZ-CABRIA, M.; BARQUÍN, J.; PEÑAS, F. J. (2016). Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: relationships with natural and anthropogenic factors. **Science of the Total Environment**, v. 545-546, p. 152-162. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.109>.

ALVES, E. R.; LIMA, T. R. S.; SANTO JÚNIOR, J.B. A influência do rio Mundaú – CE para uma leitura microclimática na Comunidade de Conceição dos Caetanos: uma abordagem climática e geoambiental. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, pp.1-9. Directory of Open Acces Journals. ISSN: 2447-3359.

ANDRADE, José Hamilton Ribeiro; MAIA, Celsemy Eleutério. EROSÃO DE MARGENS EM RIOS SEMIÁRIDOS: estudo na sub-bacia do baixo jaguaribe ∴ Ceará ∴ Brasil. : ESTUDO NA SUB-BACIA DO BAIXO JAGUARIBE – CEARÁ – BRASIL. **Revista**

**Brasileira de Geomorfologia**, [s.l.], v. 19, n. 4, p. 859-870, 1 out. 2018. Revista Brasileira de Geomorfologia. <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v19i4.1379>.

ANHWANGE, B.A.; AGBAJI, E.B.; GIMBA, E.C. (2012) Impact Assessment of Human Activities and Seasonal Variation on River Benue, within Makurdi Metropolis. **International Journal of Science and Technology**. v. 2. n. 5, p. 248 – 254. 2012.

AQUINO, Renê Pedro de; VALLADARES, Gustavo Souza; AQUINO, Cláudia Maria Sabóia de; GUIMARÃES, Clécia Cristina Barbosa; COELHO, Ricardo Marques. Análise da Vulnerabilidade Natural e do Risco de Degradação no Alto Curso do Rio Banabuiu-CE (Analysis of natural vulnerability and risk of degradation in upper course of Banabuiu River – CE). **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 9, n. 2, p. 601, 22 fev. 2016. Revista Brasileira de Geografia Física. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v9.2.p601-613>.

ARAGÃO, D.A.A.; OLIVEIRA, J.G.B. Gestão de recursos hídricos: aspectos da pequena açudagem na gestão de sub-bacias no Ceará. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v.8, n.2. 2011.

ARAÚJO NETO, José Ribeiro de; ANDRADE, Eunice Maia de; PALÁCIO, Helba Araújo de Queiroz; SALES, Maria Monaliza de; MAIA, Anthony Rafael Soares. Influence of land use/occupation on water quality in the Trussu river valley, Ceará, Brazil. **Revista Ciência Agrônômica**, [s.l.], v. 48, p. 1-11, nov. 2017. GN1 Genesis Network. <http://dx.doi.org/10.5935/1806-6690.20170007>.

ARAÚJO, Germário M.; LIMA NETO, Iran E.; BECKER, Helena. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [s.l.], v. 91, n. 3, p. 1-8, 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201920180441>.

ARAÚJO, José de; MAMEDE, George; LIMA, Berthyer de. Hydrological Guidelines for Reservoir Operation to Enhance Water Governance: application to the brazilian semiarid region: **Water**, [s.l.], v. 10, n. 11, p. 1628-1628, 12 nov. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w10111628>.

ASSUNÇÃO, R. **Fundamentos estatísticos de ciência de dados: voltado para aplicações**. Publisher. 1 ed. p. 39 - 43. 2017.

AUGUSTYN, Łukasz; BABULA, Anna; JONIEC, Jolanta; STANEK-TARKOWSKA, Jadwiga; HAJDUK, Edmund; KANIUCZAK, Janina. Microbiological Indicators of the Quality of River Water, Used for Drinking Water Supply. **Polish Journal of Environmental**

**Studies**, [s.l.], v. 25, n. 2, p. 511-519, 2016. HARD Publishing Company.  
<http://dx.doi.org/10.15244/pjoes/60899>.

AYENI, A.O.; BALOGUN, I.I.; SONEYE, A.S.O. Seasonal Assessment of Physico-chemical Concentration of Polluted Urban River: a case of ala river in southwestern-Nigeria. Nigeria. **Research Journal of Environmental Sciences**, v. 5, n. 1, p. 22-35. 2011.  
<http://dx.doi.org/10.3923/rjes.2011.22.35>.

AZEVEDO, A.C.; SOBRINHO, J.F. O ESTUDO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO SEMIÁRIDO CEARENSE. **Revista Homem, Espaço e Tempo**, 10(2). p.88-105.2016. SSN 1982-3800.

BARAKAT, A.; BAGHDADI, M. E.; RAIS, J.; AGHEZZAF, B.; SLASSI, M. (2016). Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 4, p. 284-292. <http://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.11.002>.

BARBOSA, Bárbara Chaves. Deterioração da qualidade das águas urbanas: estudo de caso no rio Cocó no trecho que circunda o lixão do Jangurussu. **Revista águas subterrâneas**, v. 26. 2015. ISSN:2179-9784.

BARCELÓ, D.; SABATER, P.S.; MUÑOZ, I.; ARTIGAS, J.; ROMANI, A.M.; PÉREZ, M.; DURAN, C. Aquatic and riparian biodiversity in the Ebro watershed: prospects and threats. **Springer**. p. 121-138. 2011. <http://doi.org.10.1007/978-3-642-18032-3>.

BARROS NETO, Luciano de Freitas; FRIGO, Rafael Gomes; GAVILAN, Simone Almeida; MOURA, Sérgio Adriane Bezerra de; LIMA, Sergio Maia Queiroz. Barbel development associated to aquatic surface respiration in *Triportheus signatus* (Characiformes: triporthetidae) from the semiarid caatinga rivers. **Environmental Biology of Fishes**, [s.l.], v. 103, n. 1, p. 89-98, 1 dez. 2019. Springer Science and Business Media LLC.  
<http://dx.doi.org/10.1007/s10641-019-00935-x>.

BARROS, Felipe Felix. **Impactos ambientais no trecho urbano do rio Salgado em Lavras da Mangabeira – CE**. Trabalho de Conclusão de Curso. Licenciatura em Geografia. Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). 2019.

BARROS, R.O.; RODRIGUES, J.M.D.; LIMA, E.C. Caracterização Fisiográfica da sub-bacia hidrográfica do riacho Bilheira, Taperauba – CE. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, p. 264-364. Directory of Open Access Journals. ISSN: 2447-3359.



BARROSO, Andréia de A. F.; GOMES, Germano E.; LIMA, Adriano E. de O.; PALÁCIO, Helba A. de Q.; LIMA, Cleene A. de. Avaliação da qualidade da água para irrigação na região Centro Sul no Estado do Ceará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s.l.], v. 15, n. 6, p. 588-593, jun. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1415-43662011000600008>.

BASSEY, A. Seasonal variation in Limnological Characteristics of the Upper, Middle and Lower Reaches of Calabar River, Southern Nigeria. **International Journal of Biological Sciences and Research**, v. 2, n. 1, p. 29-40. 2019. ISSN 2663-0869.

BATISTA, P. H. D.; FEITOSAM A. K.; LEITE, F. E.; SALES, M.M.; SILVA, K.B. Avaliação da qualidade das águas dos rios São Francisco e Jaguaribe para fins de irrigação. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 12, n.1n p. 48 – 54, 2016.

BENTO, Luiz; MAROTTA, Humberto; ENRICH-PRAST, Alex. (2007). O papel das macrófitas aquáticas emersas no ciclo do fósforo em lagos rasos. **Oecol. Bras.**, v. 11, n.4, p 582-589.

BEST, Jim. Anthropogenic stresses on the world's big rivers. **Nature Geoscience**, [s.l.], v. 12, n. 1, p. 7-21, 17 dez. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41561-018-0262-x>.

BHADRECHA, M. H.; KHATRI, N.; TYAGI, S. (2016). Rapid integrated water quality evaluation of Mahisagar river using benthic macroinvertebrates. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 4, p. 1-10. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5256-9>.

BHUTIANI, R.; KHANNA, D.R.; RAM, K; AHAMAD, F.; TYAGI, V.. Quality assessment of ganga river at haridwar with reference to various physico-chemical parameters. **Biotechnology International**, v. 9, n. 1, p. 17-24. ISSN: 2016. 0974-1453

BIEROZA, M. Z.; HEATHWAITE, A. L. Seasonal variation in phosphorus concentration–discharge hysteresis inferred from high-frequency in situ monitoring. **Journal of Hydrology**, 524, 333–347. 2015. [http:// dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.036](http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.036).

BILGIN, Ayla. Evaluation of surface water quality by using Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) method and discriminant analysis method: a case study coruh river basin. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 190, n. 9, p. 1-11, 28 ago. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-018-6927-5>.

BLANCO, Maria; RIZZI, Juliane; FERNANDES, Denise; COLIN, Nicole; MACEDA-VEIGA, Alberto; PORTE, Cinta. Assessing the impact of waste water effluents on native fish species from a semi-arid region, NE Spain. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 654, p. 218-225, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.115>.

BOWES, M.J.; GOZZARD, E.; JOHNSON, A.C.; SCARLETT, P.M.; ROBERTS, C.; READ, D.S.; ARMSTRONG, L.K.; HARMAN, S.A.; WICKHAM, H.D. Spatial and temporal changes in chlorophyll-a concentrations in the River Thames basin, UK: are phosphorus concentrations beginning to limit phytoplankton biomass?. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 426, p. 45-55, jun. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.056>.

BRAGA, G. G.; BECKER, V. Influence of water volume reduction on the phytoplankton dynamics in a semi-arid man-made lake: a comparison of two morphofunctional approaches. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 1, p. 1-2. 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765202020181102>.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Resolução N° 724, de 03 de Outubro de 2011**. Estabelece procedimentos padronizados para a coleta e preservação de amostras de águas superficiais para fins de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, no âmbito do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA). Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2011/724-2011.pdf>> Acesso em: 05 Set. 2019.

\_\_\_\_\_. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA - IBGE. (2017). **Classificação e caracterização dos espaços rurais e urbanos do Brasil**. Rio de Janeiro. 83p.

\_\_\_\_\_. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. **Classificação e caracterização dos espaços rurais e urbanos do Brasil**. Rio de Janeiro. 2017a. 83p.

\_\_\_\_\_. MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. Nova delimitação – Semiárido. Resolução CONDEL n° 107, de 27/07/2017 e n° 115, de 23/11/2017. Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE). 2017. 63p.

\_\_\_\_\_. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2017b). **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada** / Agência Nacional de Águas. Brasília, 2017b.86p.

\_\_\_\_\_. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Atlas irrigação: uso da água na agricultura irrigada** / Agência Nacional de Águas. Brasília, 2017b.86p.

\_\_\_\_\_. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portaria N 461 de 13 de dezembro de 2018. Aprova a relação dos municípios abrangidos pela faixa terrestre da Zona Costeira brasileira.** Diário Oficial da União. ed. 241, s.1, p. 87.

\_\_\_\_\_. Sistema Nacional de Informações Sobre os Recursos Hídricos. **Espelhos d'água.** Agência Nacional das Águas. Disponível em:< <http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/atlasrh2013/4-II-TEXTO.pdf> > Acesso em 23 jun. 2020.

BRASSAC, Nicole M.; NORA, Andréa Dalla; CALMON, Ana Teresa G. P.; RIBEIRO, Luiza H. L.; KISHI, Regina T.. A utilização de indicadores como ferramenta para o enquadramento de corpos d'água: estudo de caso: bacia hidrográfica do alto Iguaçu. : Estudo de Caso: Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Não use números Romanos ou letras, use somente números Arábicos., 2007, São Paulo. **Anais [...]** . São Paulo: ABRH, 2007. v. 1, p. 1-19.

BRESSIANI, D.A, SRINIVASAN, R, JONES, C.A, MENDIONDO, E.M. Effects of spatial and temporal weather data resolutions on streamflow modeling of a semi-arid basin, Northeast Brazil. **Int J Agric & Biol Eng**, v. 8(3).p.125 – 139. 2015.

BRITO, S. S. B.; CUNHA, A. P. M. A.; CUNNINGHAM, C. C.; ALVALÁ, R. C.; MARENGO, J. A.; CARVALHO, M. A. Frequency, duration and severity of drought in the Semiarid Northeast Brazil region. **International Journal of Climatology**, [s.l.], v. 38, n. 2, p. 517-529, 17 ago. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.5225>.

CABRAL, Samuellson; CAMPOS, José Nilson B.; SILVEIRA, Cleiton. HYDROLOGIC AND HYDRAULIC MODELLING INTEGRATED WITH GIS: a study of the Acaraú river basin :: Ce. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, [s.l.], p. 167-174, 9 jun. 2015. Journal of Urban and Environmental Engineering. <http://dx.doi.org/10.4090/juee.2014.v8n2.167174>

CAMPO, Rubén; GÓMEZ, Rosa; SINGER, Gabriel. Dry phase conditions prime wet-phase dissolved organic matter dynamics in intermittent rivers. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 64, n. 5, p. 1966-1979, 21 mar. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/lno.11163>.

CAVALCANTE, A. A.; CUNHA, S. B. **Dinâmica fluvial no semiárido e gestão dos Recursos Hídricos: enfoques sobre a bacia do Jaguaribe-CE.** In: MEDEIROS, C. N. et al (org.). Os recursos hídricos do Ceará: integração, gestão e potencialidades. Fortaleza: IPECE, 2011.

CAVALCANTE, Andrea Almeida. Distribuição Temporal de Descargas e Alterações Morfológicas em Rios Semiáridos: O Rio Jaguaribe no Ceará, Brasil. **Geography Department**

University of São Paulo, [s.l.], v. 35, p. 28-36, 24 jul. 2018. Universidade de São Paulo, Agência USP de Gestão da Informação Acadêmica (AGUIA). <http://dx.doi.org/10.11606/rdg.v35i0.133598>.

CEARÁ, Secretaria dos Recursos Hídricos. (2010). **Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca**, PAE-CE, Fortaleza: Ministério do Meio Ambiente / Secretaria dos Recursos Hídricas. 372p

CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Caracterização territorial. Governo do Estado do Ceará**. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/11.htm>> Acesso em: 21. Jun. 2020

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. (2018). **Plano de ações estratégicas de recursos hídricos do Ceará**. 171p.2018. [https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/PLANO-DE-ACOES-ESTRATEGICAS-DE-RECURSOS-HIDRICOS-CE\\_2018.pdf](https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/PLANO-DE-ACOES-ESTRATEGICAS-DE-RECURSOS-HIDRICOS-CE_2018.pdf).

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano de ações estratégicas de recursos hídricos do Ceará**. 2018. 171p. [https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/PLANO-DE-ACOES-ESTRATEGICAS-DE-RECURSOS-HIDRICOS-CE\\_2018.pdf](https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/PLANO-DE-ACOES-ESTRATEGICAS-DE-RECURSOS-HIDRICOS-CE_2018.pdf).

CHAPMAN, P. J.; MCDONALD, A. T.; TYSON, R.; PALMER, S. M.; MITCHELL, G.; IRVINE, B.. Changes in water colour between 1986 and 2006 in the headwaters of the River Nidd, Yorkshire, UK. **Biogeochemistry**, v. 101, n. 1-3, p. 281-294. 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-010-9474-x>

CHAVES, L.C.G.; LOPES, F.B.; MAIA, A.R.S.; MEIRELES.; ANDRADE, E.M. Water quality and anthropogenic impact in the watersheds of service reservoirs in the Brazilian semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica – Universidade Federal do Ceará**, Fortaleza, CE. v. 50, n. 2, p. 223-233. 2019.

CHEN, Chien-Hung; LUNG, Wu-Seng; LI, Shih-Wei; LIN, Cheng-Fang. Technical challenges with BOD/DO modeling of rivers in Taiwan. **Journal of Hydro-environment Research**, [s.l.], v. 6, n. 1, p. 3-8, mar. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jher.2011.08.001>

CHENG, Peng; LI, Xuyong; SU, Jingjun; HAO, Shaonan. Recent water quality trends in a typical semi-arid river with a sharp decrease in streamflow and construction of sewage treatment plants. **Environmental Research Letters**, [s.l.], v. 13, n. 1, p. 014026, 1 jan. 2018. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aa9df2>.

CHO, K. H.; PACHEPSKY, Y. A.; KIM, M.; PYO, J.; PARK, M.; KIM, Y. M.; KIM, J.; KIM, J. H.. Modeling seasonal variability of fecal coliform in natural surface waters using the modified SWAT. **Journal of Hydrology**, v. 535, p. 377-385. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.084>.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução N 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília. 27p.2005.

COSTA, Cibele Rodrigues; COSTA, Monica Ferreira da; BARLETTA, Mário; ALVES, Luís Henrique Bezerra. Interannual water quality changes at the head of a tropical estuary. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 189, n. 12, p. 1-13, 9 nov. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-017-6343-2>.

COSTA, J.A.; SILVA, D.F. Distribuição espaço-temporal do índice de anomalia de chuva para o Estado do Ceará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n.4, p.1002-1013. 2017.

COSTA, Luis Ricardo Fernandes da; SANTOS, Jader de Oliveira; OLIVEIRA, Vlândia Pinto Vidal de. Abordagem geoambiental na análise da degradação ambiental na bacia hidrográfica do rio Banabuiú – ce. **Revista GeoAmazônia** – ISSN: 2358-1778 (on line) 1980-7759 (impresso), Belém, v. 04, n. 08, p. 27 - 45, jul./dez. 2016.

CRUZ, M. A. S.; GONÇALVES, A.A.; ARAGÃO, R.; AMORIM, J. R. A.; MOTA, P. V. M.; SRINIVASAN, V. S.; GARCIA, C. A. B.; FIGUEIREDO, E. E. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 3, p. 1-10. 2019. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-019-8087-5>

CUNHA, Alan Cavalcanti da. Revisão descritiva sobre a qualidade da água, parâmetros e modelagem de ecossistemas aquáticos tropicais. **Biota**, Amazônia, Macapá, v. 3, n. 1, p. 124-143, jun. 2013.

CUNHA, C.L.N., FERREIRA, A.P. Análise crítica por comparação entre modelos de qualidade de água aplicados em rios poluídos: contribuições à saúde, água e saneamento. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n.3. Rio de Janeiro. Maio/Junho. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019112332>

DA SILVA, F.D.; SOUSA, F.A.S.; KAYANO, M.T. Uso de ferramentas estatísticas para

acompanhamento climático e prevenção de riscos na bacia hidrográfica do rio Mundaú (Brasil). *Territorium*. v.17, p. 17-26. 2010.

DA SILVA; Y. J. A. B.; CANTALICE, J.R.B.; NASCIMENTO, C.W.A.; SINGH, V.P.; DA SILVA, Y.J.A.B.; SILVA, C.M.C.A.C.; GUERRA, S.M.S. Bedload as an indicator of heavy metal contamination in a Brazilian anthropized watershed. *Catena*, v.153, p.106-113. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.02.004>

DALU, Tatenda; WASSERMAN, Ryan J.; MAGORO, Mandla L.; FRONEMAN, P. William; WEYL, Olaf. River nutrient water and sediment measurements inform on nutrient retention, with implications for eutrophication. *Science of the Total Environment*, [s.l.], v. 684, p. 296-302, set. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.167>.

DARWICHE-CRIADO, Nadia; JIMÉNEZ, J.J.; COMÍN, F.A.; SORANDO, R.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J.M.S. Identifying spatial and seasonal patterns of river water quality in a semiarid irrigated agricultural Mediterranean basin. *Environmental Science and Pollution Research*, v.22(23), p.18626-18636.2015

DATRY, T.; FOULQUIER, A.; CORTI, R.; VON SCHILLER, D.; TOCKNER, K.; MENDOZA-LERA, C.; CLÉMENT, J. C.; GESSNER, M. O.; MOLEÓN, M.; STUBBINGTON, R. A global analysis of terrestrial plant litter dynamics in non-perennial waterways. *Nature Geoscience*, [s.l.], v. 11, n. 7, p. 497-503, 21 maio 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41561-018-0134-4>.

DATRY, Thibault; FRITZ, Ken; LEIGH, Catherine. Challenges, developments and perspectives in intermittent river ecology. *Freshwater Biology*, [s.l.], v. 61, n. 8, p. 1171-1180, 17 jun. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12789>.

DE SOUZA, Marcos José Nogueira; SANTOS, Jader de Oliveira; DE OLIVEIRA, Vlândia Pinto Vidal. Sistemas Ambientais e Capacidade de Suporte na Bacia Hidrográfica do Rio Curu - Ceará. *Revista Continentes*, [S.l.], n. 1, p. 119-143, jul. 2017. ISSN 2317-8825.

DLAMINI, Nkululeko Simeon; KAMAL, Md Rowshon; SOOM, Mohd Amin Bin Mohd; MOHD, Mohd Syazwan Faisal Bin; ABDULLAH, Ahmad Fikri Bin; HIN, Lai Sai. Modeling Potential Impacts of Climate Change on Streamflow Using Projections of the 5th Assessment Report for the Bernam River Basin, Malaysia. *Water*, [s.l.], v. 9, n. 3, p. 1-23, 20 mar. 2017. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w9030226>.

DODDS, Walter K.; SMITH, Val H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, v. 6, 155-164p. 2016. <http://dx.doi.org/10.5268/IW-6.2.909>

DPIW. Site-specific trigger values for physico-chemical indicators monitored under the DPIW Baseline Water Quality Monitoring Program. **Water Assessment Water Quality Report Series**, Report No. WA 08/52. Water Resources Division. Department of Primary Industries and Water, Hobart, Tasmania. 2008

DUTTA, Smita; DWIVEDI, Ajay; KUMAR, M. Suresh. Use of water quality index and multivariate statistical techniques for the assessment of spatial variations in water quality of a small river. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 190, n. 12, p. 1-17, 13 nov. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-018-7100-x>.

EDWARDS, Daniel. MCKEE, Thomas B. Characteristics of 20<sup>th</sup> century drought in the United States at multiple time scales. Colorado State University. Department of atmospheric science. n. 634. 172p. 1997.

ELOI, Waleska Martins; SALES, Mariana Alexandre de Lima; LIRA, Jeniffer Vasconcelos de; SALES, Maria Leila Mesquita; NASCIMENTO, Navilta Veras do; SOUZA, João Victor Ribeiro da Silva de. Sazonalidade na qualidade da água de irrigação em açudes da bacia do rio Acaraú, Ceará. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, [s.l.], v. 8, n. 3, p. 247-255, 5 maio 2014. INOVAGRI. <http://dx.doi.org/10.7127/rbai.v8n300197>.

ENGLE, N.L.; JOHNS, O.R.; LEMOS, M.C.; NELSON, D.R. Integrated and Adaptive Management of Water Resources: Tensions, Leases, and the Next Best Thing. **Ecology and Society**, v.16, n.1. 2011. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art19/>> . Acesso em: 21 jun. 2020.

ENGLISH, Scott H.; DOYLE, Martin W. Nutrient spiraling in streams and river networks. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, [s.l.], v. 111, n. 4, p. 1-13, 17 nov. 2006. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2005jg000114>.

ENVIRONMENTAL MANAGEMENT BUREAU. **Water quality monitoring manual. Department of environment and natural resources**. 231p. 2008

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Parameters of water quality – Interpretation and standards**. Ireland. 133p. 2011.

ESTEVEZ, Francisco de Assis; AMADO, André Megali. Nitrogênio. In: ESTEVES, Francisco de Assis (org.). **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. Cap. 13. p. 239-258.

EVANGELISTA, Francisco Igor Siqueira. **Previsão climática sazonal para a região**

**hidrográfica dos sertões de Crateús utilizando redes neurais artificiais.** 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) - Campus de Crateús, Universidade Federal do Ceará, Crateús, 2019.

FAUSTINO, F.W.; OLIVEIRA, F.E.S.; OLIVEIRA, I.S.; ARAGÃO, J.S.A.; NASCIMENTO, P.S.S.; SANTOS, Y.T.C.S. Influência do lançamento de efluente tratado no nível trófico de um trecho de rio urbano no Cariri Cearense. In: **Anais [...]** XII Congresso Norte-Nordeste de pesquisa e inovação (CONNEPI). Recife, Pernambuco. 2018.

FENG, Zebo; SU, Bin; -DONG, Dong; YE, Liao-yuan. Study on pH value and its variation characteristics of the main rivers into Dianchi lake under the anthropogenic and natural processes, Yunnan, China. **Journal of Information and Optimization Sciences**, Yunnan, China, v. 38, n. 7, p. 1197-1210, nov. 2017.

FERNANDES, Renato de Oliveira. **Estratégia de Gestão adaptativa dos recursos hídricos para o rio Jaguaribe em cenários de mudanças climáticas.** Tese (doutorado). Universidade Federal do Ceará. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2016.

FOLLSTAD SHAH J.J., Y. Jameel, R.M. Smith, R.S. Gabor, P.D. Brooks, and S.R. Weintraub. 2019. Spatiotemporal Variability in Water Sources Controls Chemical and Physical Properties of a Semi-arid Urban River System. **Journal of the American Water Resources Association** 1–17. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12734>.

FONTENELE, S.B.; ANDRADE, E.M.; SALGADO, E.V. MEIRELES, A.C.M.; SABIÁ, R.J. Análise espaço-temporal da qualidade da água na parte alta da bacia do rio Salgado, Ceará. **Revista Caatinga**, v. 24, n.3, pp. 102-109. ISSN: 0100-316X.

FRAGA, R. F.; ROCHA, S. M. G.; LIMA NETO, I. E. Impact of flow conditions on coliform dynamics in an urban lake in the Brazilian semiarid. **Urban Water Journal**, v. 17, n. 1, p. 43-53. 2020. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062x.2020.1734948>.

FREIRE, Francisco Gilliard Chaves; BATISTA, Rafael Oliveira; SILVA, Paulo Cesar Moura da; COSTA, Solerne Caminha; OLIVEIRA, Adriana de Fátima Mendes. INDICADORES DE QUALIDADE DA ÁGUA NO RIO JAGUARIBE EM SÃO JOÃO DO JAGUARIBE-CE, BRASIL. **Irriga**, [s.l.], v. 18, n. 4, p. 700, 9 dez. 2013. Brazilian Journal of Irrigation and Drainage - IRRIGA. <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2013v18n4p700>.

FREIRE, Letícia Lacerda. **Panorama dos sistemas de esgotamento sanitário da região metropolitana do Cariri – Ceará.** Trabalho de conclusão de curso. Bacharelado em



Engenharia Ambiental. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Campus Juazeiro do Norte. 109p. 2017.

GAMVROUDIS, C.; DOKOU, Z.; NIKOLAIDIS, N. P.; KARATZAS, G. P. Impacts of surface and groundwater variability response to future climate change scenarios in a large Mediterranean watershed. **Environmental Earth Sciences**, [s.l.], v. 76, n. 11, p. 1-16, 29 maio 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-017-6721-7>.

GHAZBAN, Fereydoun; PARIZANGANEH, Abdolhossien; ZAMANI, Abbasali; TAGHILOU, Behzad. Assessment of Heavy Metal Pollution in Water and Sediments from the Ghalechay River, Baychebagh Copper Mine Area, Iran. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal**, [s.l.], v. 24, n. 2, p. 172-190, 7 jan. 2015. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/15320383.2014.937391>.

GIRARDI, R.; PINHEIRO, A.; GARBOSSA, L.H.P.; TORRES, E. Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.21. n3 jul,set, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011615179>.

GOMES, Daniel Dantas Moreira; MENDES, Lúcia Maria Silveira; MEDEIROS, Cleyner Nascimento de; VERÍSSIMO, Cesar Ulisses Vieira. Análise multitemporal do processo de degradação da bacia hidrográfica do Rio Jaibaras no Estado do Ceará. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 15, n.2, maio/ago. 2011.

GOMES, Francisco Bruno Monte; PAULA, Davi Pereira de. Os efeitos da sazonalidade climática e da urbanização na qualidade das águas do rio Acaraú em Sobral (CE). **Revista Caminhos da Geografia**. v.20, n.69, p. 421-436, 2019. Uberlândia – MG. 2019.

GONZÁLEZ, S. Oliva; ALMEIDA, C. A.; CALDERÓN, M.; MALLEA, M. A.; GONZÁLEZ, P.. Assessment of the water self-purification capacity on a river affected by organic pollution: application of chemometrics in spatial and temporal variations. **Environmental Science and Pollution Research**, [s.l.], v. 21, n. 18, p. 10583-10593, 4 jun. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3098-y>.

GORAYEB, Adryane; GOMES, Raimundo Bemvindo; ARAÚJO, Lúcia de Fátima Pereira; SOUZA, Marcos José Nogueira de; ROSA, Morsyleide de Freitas; FIGUEIREDO, Maria Cléa Brito de. ASPECTOS AMBIENTAIS E QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CURU – CEARÁ – BRASIL. **Holos Environment**, [s.l.], v. 7, n. 2, p. 105, 11 jul. 2007. Lepidus Tecnologia. <http://dx.doi.org/10.14295/holos.v7i2.1358>.

GREGORY, S. **The definition of wet and dry periods for discrete regional units**, *Weather*, 34, 1979.

GRILL, G.; LEHNER, B.; THIEME, M.; GEENEN, B.; TICKNER, D.; ANTONELLI, F.; BABU, S.; BORRELLI, P.; CHENG, L.; CROCHETIERE, H.; EHALT MACEDO H., FILGUEIRAS R.; GOICHOT M.; HIGGINS J., HOGAN Z.; LIP B., MCCLAIN M.E.; MENG J.; MULLIGAN M.; NILSSON C.; OLDEN J.D.; OPPERMAN J.J.; PETRY P., LIERMANN C.R., SÁENZ L., SALINAS-RODRÍGUEZ S., SCHELLE P., SCHMITT R. J. P.; SNIDER J.; TAN F.; TOCKNER K.; VALDUJO P. H.; VAN SOESBERGEN A.; ZARFL C (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, [s.l.], v. 569, n. 7755, p. 215-221, maio 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>.

GUIMARÃES, C.C.B.; VALLADARES, G.S.; MARTINS, C.M.; SAYÃO, V.M.; Landscape structure in the lands of the upper course of the Banabuiú river, Ceara State, Brazil. *R.Ra'e Ga*, Curitiba, v.36, p.121-151, Abr/2016.

GÜNTNER, Andreas; BRONSTERT, Axel. Representation of landscape variability and lateral redistribution processes for large-scale hydrological modelling in semi-arid areas. *Journal of Hydrology*, [s.l.], v. 297, n. 1-4, p. 136-161, set. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.04.008>.

GUO, Jiaxun; WANG, Lachun; GUO, Xiya; ZHAO, Gengmao; DENG, Jiancai; ZENG, Chunfen. Spatio-Temporal Differences in Nitrogen Reduction Rates under Biotic and Abiotic Processes in River Water of the Taihu Basin, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, [s.l.], v. 15, n. 11, p. 2568-2569, 16 nov. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph15112568>.

HADDOU, Karima; BENDAOU, Amina; BELAIDI, Nouria; TALEB, Amina. A large-scale study of hyporheic nitrate dynamics in a semi-arid catchment, the Tafna River, in Northwest Algeria. *Environmental Earth Sciences*, v.77, no. 13: 520. 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-018-7673-2>.

HARREMOËS, P. (1982). Immediate and delayed oxygen depletion in rivers. *Water Research*, v.16(7), p.1093–1098. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(82\)90124-5](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(82)90124-5)

HASSAN, T.; PARVEEN, S.; BHAT, B. N.; AHMAD, U.. Seasonal Variations in Water Quality Parameters of River Yamuna, India. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, v. 6, n. 5, p. 694-712. 2017. <http://dx.doi.org/10.20546/ijemas.2017.605.079>.

HAWKES, H. A. **River zonation and classification**, p. 313-374. In: WHITTON, B.A. *River Ecology*. Berkeley, EUA. University of California Press, 1975.

HEMINGWAY, Jordon D.; SCHEFUß, Enno; SPENCER, Robert G.m.; DINGA, Bienvenu Jean; EGLINTON, Timothy I.; MCINTYRE, Cameron; GALY, Valier V. Hydrologic controls on seasonal and inter-annual variability of Congo River particulate organic matter source and reservoir age. **Chemical Geology**, [s.l.], v. 466, p. 454-465, set. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemgeo.2017.06.034>.

HENDRIARIANTI, E., KARNANINGROEM, N., SISWANTO, N., HADI, W., EDDY, S.S., NOTODARMOJO. Dissolved oxygen dynamic system model for the determination of the waste assimilating capacity at Brantas river Malang city. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering** 469. 2019. <http://dx.doi.org/10.1088/1757-899X/469/1/012028>.

HIDALGO-TOLEDO, J. A., HERNÁNDEZ-ARCE, C., & VARGAS-VELÁZQUEZ, S.. River Basin Organization, the Best Path Towards Integrated Water Resources Management? **Global Issues in Water Policy**, p. 153–169. 2018. [http://dx.di.org/10.1007/978-3-319-76115-2\\_8](http://dx.di.org/10.1007/978-3-319-76115-2_8).

HILTON, John; O'HARE, Matthew; BOWES, Michael J.; JONES, J. Iwan. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 365, n. 1-3, p. 66-83, jul. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.055>.

HUANG, Hong; LU, Jun. Identification of river water pollution characteristics based on projection pursuit and factor analysis. **Environmental Earth Science** 2014.10p.

HÜLSMANN, Lisa; GEYER, Tobias; SCHWEITZER, Christian; PRIESS, Jörg; KARTHE, Daniel. The effect of subarctic conditions on water resources: initial results and limitations of the SWAT model applied to the Kharaa River Basin in Northern Mongolia. **Environmental Earth Sciences**, v.73(2), p.581-592. 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-014-3173-1>.

ILIE, M.; MARINESCU, F.; GHITA, G.; ANGHEL, A.; DEÁK, G.; RAISH, M. Assessment of Nutrients-Chlorophyll-a Relationship in the Lower Danube River. **International Journal of Advances in Chemical Engineering and Biological Sciences**, v. 4, n. 1, p. 1-6. 2017. <http://dx.doi.org/10.15242/ijacebs.c0117029>

JACOBS, Katharine; LEBEL, Louis; BUIZER, James; ADDAMS, Lee; MATSON, Pamela; MCCULLOUGH, Ellen; GARDEN, Po; SALIBA, George; FINAN, Timothy. Linking knowledge with action in the pursuit of sustainable water-resources

management. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s.l.], v. 113, n. 17, p. 4591-4596, 11 jan. 2010. Proceedings of the National Academy of Sciences. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0813125107>.

JARVIE, Helen P.; NEAL, Colin; WITHERS, Paul J.a.. Sewage-effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 360, n. 1-3, p. 246-253, maio 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.038>.

JEONG, Jina; PARK, Eungyu; HAN, Weon Shik; KIM, Kueyoung; CHOUNG, Sungwook; CHUNG, Il Moon. Identifying outliers of non-Gaussian groundwater state data based on ensemble estimation for long-term trends. **Journal of Hydrology**, [s.l.], v. 548, p. 135-144, maio 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.058>.

JIANG, Jiping; SHARMA, Ashish; SIVAKUMAR, Bellie; WANG, Peng. A global assessment of climate–water quality relationships in large rivers: an elasticity perspective. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 468-469, p. 877-891, jan. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.002>.

KARAMI, Shobeir; KARAMI, Ezatollah. Sustainability assessment of dams. **Environment, Development and Sustainability**, [s.l.], v. 22, n. 4, p. 2919-2940, 2 abr. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10668-019-00326-3>.

KARIMI, Shirin ; AMIRI, Bahman ; MALEKIAN, Arash. Similarity Metrics-Based Uncertainty Analysis of River Water Quality Models. **Water Resources Management**. 2019, Vol.33(6), pp.1927-194

KGOPA, Pholosh M; MASHELA, Phatu W; MANYEVERE, Alen. Suitability of treated wastewater with respect to pH, electrical conductivity, selected cations and sodium adsorption ratio for irrigation in a semi-arid region. **Water SA**, [s.l.], v. 44, n. 4, p. 1-10, 31 out. 2018. Academy of Science of South Africa. <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v44i4.04>.

KOFFI, Kouakou et al. Hydrochemical characteristics of groundwater and surface water for domestic and irrigation purposes in Veve catchment, Northern Ghana. **Environmental Earth Sciences**, v.76(4), p.1-19. 2017.

KÔIV, Toomas; NÔGES, Tiina; LAAS, Alo. Phosphorus retention as a function of external loading, hydraulic turnover time, area and relative depth in 54 lakes and reservoirs. **Hydrobiologia**.2011.

KUMAR, Ashok; BISHT, B.s.; JOSHI, V.d.; SINGH, A.k.; TALWAR, Amitabh. Physical, Chemical and Bacteriological Study of Water from Rivers of Uttarakhand. **Journal of Human Ecology**, [s.l.], v. 32, n. 3, p. 169-173, dez. 2010. Kamla Raj Enterprises. <http://dx.doi.org/10.1080/09709274.2010.11906336>.

LACERDA, Luiz D.; SANTOS, Janaína A.; MARINS, Rozane V.; SILVA, Francisco A.t.f. da. Limnology of the largest multi-use artificial reservoir in NE Brazil: The Castanhão Reservoir, Ceará State. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, [s.l.], v. 90, n. 21, p. 2073-2096, ago. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201820180085>.

LAFAYETTE, F.B.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; COUTINHO, A.P.; SOARES, W.; SILVA, B.B.; RABELO, A.E.C.G.C. Experimentation of soil evaporations in underground dam in a semiarid region. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.21. n3 jul,set, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011615179>

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LARAQUE, A.; MOQUET, J.; ALKATTAN, R.; STEIGER, J.; MORA, A.; ADÈLE, G.; CASTELLANOS, B.; LAGANE, C.; LOPEZ, J. L.; PEREZ, J.. Seasonal variability of total dissolved fluxes and origin of major dissolved elements within a large tropical river: the Orinoco, Venezuela. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 44, p. 4-17. 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2012.12.011>.

LAURENT, J. S.; MAZUMDER, A.. Influence of seasonal and inter-annual hydro-meteorological variability on surface water fecal coliform concentration under varying land-use composition. **Water Research**, v. 48, p. 170-178. 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.031>

LEE, Minjin; SHEVLIAKOVA, Elena; STOCK, Charles A.; MALYSHEV, Sergey; MILLY, P. C. D. Prominence of the tropics in the recent rise of global nitrogen pollution. **Nature Communications**, [s.l.], v. 10, n. 1, p. 1-11, 29 mar. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-019-09468-4>.

LI, Ning; MCGREGOR, Glenn Russell. Linking interannual river flow river variability across New Zealand to the Southern Annular Mode, 1979-2011. **Hydrological Processes**, [s.l.], v. 31, n. 12, p. 2261-2276, 24 abr. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.11184>.

LI, Peiyue ; WU, Jianhua ; QIAN, Hui. Preliminary assessment of hydraulic connectivity between river water and shallow groundwater and estimation of their transfer rate during dry

season in the Shidi River, China. **Environmental Earth Sciences**, v.1.75(2), p.1-16. 2016.

LIGARAY, Mayzonee; KIM, Hanna; STHIANNOPKAO, Suthipong; LEE, Seungwon; CHO, Kyung; KIM, Joon. Assessment on Hydrologic Response by Climate Change in the Chao Phraya River Basin, Thailand. **Water**, [s.l.], v. 7, n. 12, p. 6892-6909, 4 dez. 2015. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w7126665>.

LIMA NETO, I. E.; ARAÚJO, J. C. Correntes de turbidez e implicações na sedimentação de reservatórios do semi-árido: proposta de arranjo experimental. In: **Anais... XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS**, Campo Grande. Campo Grande: ABRH. p. 01-18.2009.2009.

LIMA NETO, Iran Eduardo; WIEGAND, Mário Cesar; ARAÚJO, José Carlos de. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal**, [s.l.], v. 56, n. 2, p. 319-333, 30 mar. 2011. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2011.553616>.

LIMA, A. ÁDNNA G.; SALES, M. C. L. ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA EM COMUNIDADES INSERIDAS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS RURAIS: O CASO DOS DISTRITOS DE JUBAIA E CACHOEIRA EM MARANGUAPE, CEARÁ. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, v. 20, n. 2, p. 51-68, 20 jul. 2018.

LIMA, Berthyer Peixoto; MAMEDE, George Leite; LIMA NETO, Iran Eduardo. Monitoramento e modelagem da qualidade de água em uma bacia hidrográfica semiárida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 23, n. 1, p. 125-135, fev. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018167115>.

LIMA, M. F. B. de. **Esteróis e disruptores endócrinos em sedimentos como indicadores da contaminação no rio Acaraú - CE. 2016.** 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016 .

LIMA, Maria Maiany Paiva; SILVA, Lucas da. Análise da vulnerabilidade natural da bacia hidrográfica do Rio Banabuiú, com apoio de geotecnologia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 11, n. 4, p. 1442-1457, nov. 2018. Revista Brasileira de Geografia Física. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v11.4.p1442-1457>.

LIMA, Marise Daniele Maciel; SANTOS, Maria Aparecida Pereira; RANGEL JUNIOR,

Adjuto; SANTOS, Yannice Tatiane da Costa. Influência do efluente tratado sobre o fitoplâncton em trecho urbanizado de rio em Juazeiro do Norte, Ceará. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s.l.], v. 15, n. 1, p. 83-92, 1 jan. 2020. Grupo Verde de Agroecologia e Abelhas. <http://dx.doi.org/10.18378/rvads.v15i1.6942>.

LIMA, Berthyer Peixoto. **Enquadramento de corpos d'água no nordeste brasileiro como instrumento de gestão e sustentabilidade ambiental: o caso da bacia hidrográfica Acarape do meio - CE**. 2016. 272 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agrícola. Departamento de Engenharia Agrícola. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza. 2016.

LINS, R.P.M.; BARBOSA, L.G.; MINILLO, A.; CEBALLOS, B.S.O. Cyanobacteria in a eutrophicated reservoir in a semiarid regions in Brazil: dominance and microcystin events of blooms. **Brazilian Journal of Botany**, 39, 583-591. 2016.

LIRA, Daniely; TOLEDO, Cristian; MAMEDE, George. Silting in the dense reservoir network of the Pereira de Miranda catchment. **Engenharia Agrícola**, [s.l.], v. 34, n. 4, p. 671-682, ago. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-69162014000400007>.

LIU, Wen-cheng; CHAN, Wen-ting. Assessment of the climate change impacts on fecal coliform contamination in a tidal estuarine system. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 187, n. 12, p. 1-10, 6 nov. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-015-4959-7>.

LORENZI, Adriana Sturion; CORDEIRO-ARAËJO, Micheline Kézia; CHIA, Mathias Ahii; BITTENCOURT-OLIVEIRA, Maria do Carmo. Cyanotoxin contamination of semiarid drinking water supply reservoirs. **Environmental Earth Sciences**, [s.l.], v. 77, n. 16, p. 1-8, ago. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-018-7774-y>.

LOUREIRO, Caroline Vitor. **Diagnóstico do médio e baixo cursos da bacia hidrográfica do Rio Acaraú/CE com ênfase na análise da vulnerabilidade**. 2016. 150 f. Tese (Doutorado em Geografia)-Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

MAGALHÃES, Alexsandra de Oliveira. **Análise ambiental do alto curso da microbacia do Rio Batateira no município de Crato/CE: subsídios ao zoneamento econômico - ecológico. (2006)**.200f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

MAIA, Rafaela Camargo; COUTINHO, Ricardo. Structural characteristics of mangrove forests in Brazilian estuaries: a comparative study. **Revista de biología marina y oceanografía**,

v.47(1), p.87-98. 2012.

MAIER, N. ; DIETRICH, J. Using SWAT for Strategic Planning of Basin Scale Irrigation Control Policies: a Case Study from a Humid Region in Northern Germany. **Water Resources Management**, v.30(9), p.3285(14).2016.

MALAGI, I.; SAMPAIO, S.C.; PINTO, F.G.S.; ROSA, D.M. REIS, R.R. Physicochemical quality of and Escherichia coli resistance profiles in urban surface waters. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, 2019. Out. 21, 2019. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.218915>.

MAMEDE, George L.; GUENTNER, Andreas; MEDEIROS, Pedro H. A.; ARAÚJO, José Carlos de; BRONSTERT, Axel. Modeling the Effect of Multiple Reservoirs on Water and Sediment Dynamics in a Semiarid Catchment in Brazil. **Journal of Hydrologic Engineering**, [s.l.], v. 23, n. 12, p. 1-13, dez. 2018. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0001701](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0001701).

MARINO, Ligia. Relação entre clorofila-a e cianobactérias no estado de São Paulo. **Revista DAE**, [s.l.], v. 65, n. 206, p. 32-43, 2017. Revista DAE. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2016.026>.

MARINS, Rozane Valente; PAULA FILHO, Francisco José de; ROCHA, Carlos Artur Sobreira. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do Rio Jaguaribe - costa nordeste oriental brasileira. **Química Nova**, [s.l.], v. 30, n. 5, p. 1208-1214, out. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422007000500029>.

MARQUES, Luis Otávio do Amaral; TAFFARELLO, Denise; CALIJURI, Maria do Carmo; MENDIONDO, Eduardo Mario . Phosphorus and thermotolerant coliforms' loads in Brazilian watersheds with limited data: considerations on the integrated analysis of water quality and quantity. **RBRH**, Porto Alegre , v. 24, e3, 2019 . <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920170137>.

MARTINS, E.S.P.R.; MENESCAL, R.A.; SHEREE-WARREN, M.; CARVALHO, M.S.B.S.; MELO, M.S.; PERNINI,D.S.; OLIVERIA, F.A.J. Utilização de imagens CBERS para mapeamento dos espelhos d'água do Brasil. In: **Anais... XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril.. INPE. p.969-976. 2007.

MARTINS, L.D. **Variações das frações nitrogenadas em um emissário da ETE Malvas – Juazeiro do Norte – Ceará**. Trabalho de Conclusão de Pós Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Faculdade CENTEC – FATEC Cariri do Instituto Centro de Ensino Tecnológico. Juazeiro do Norte. 20p. 2019.



MARTINS, Lyndyanne Dias. **Influência do lançamento do efluente da ETE Malvas nas concentrações de nitrogênio amoniacal total em um trecho do rio Salgadinho**. Trabalho de Conclusão de Curso. Bacharelado em Engenharia Ambiental. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Campus Juazeiro do Norte. 2018.

MASOUDINEJAD, Mohamadreza; GHADERPOORI, Mansour; ZAREI, Ahmad; NASEHIFAR, Jamal; MALEKZADEH, Alireza; NASIRI, Jalil; GHADERPOURY, Afshin. Data on phosphorous concentration of rivers feeding into Taham dam in Zanzan, Iran. **Data in Brief**, [s.l.], v. 17, p. 564-569, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dib.2018.01.068>.

MCKEE, Lester; EYRE, Bradley; HOSSAIN, Shahadat. Intra- and interannual export of nitrogen and phosphorus in the subtropical Richmond River catchment, Australia. **Hydrological Processes**, [s.l.], v. 14, n. 10, p. 1787-1809, 2000. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1002/1099-1085\(200007\)14:103.0.co;2-z](http://dx.doi.org/10.1002/1099-1085(200007)14:103.0.co;2-z).

MCKEE, Thomas; DOESKEN, Nolan J.; KLEIST, John. The relationship of drought frequency and duration to time scales. **Eighth Conference on Applied Climatology**, Anaheim, Califórnia, v. 1, n. 1, p. 17-22, jan. 1993.

MCKIGHT, Patrick E.; NAJAB, Julius. KRUSKAL-WALLIS TEST. **The Corsini Encyclopedia of Psychology**. John Wiley & Sons, 2009.

MEDEIROS, F. J.; LIMA, K. C.; CAETANO, D. A.; SILVA, F. J. O. Impact of the Internnual Variability of Precipitation on the Reservoirs of the Semiarid Northeast Brazil Region. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, [s.l.], v. 41, n. 3, p. 731-741, 4 dez. 2018. Instituto de Geociências - UFRJ. [http://dx.doi.org/10.11137/2018\\_3\\_731\\_741](http://dx.doi.org/10.11137/2018_3_731_741).

MENDES, Jocicléa de Sousa. **Dinâmica das paisagens da APA do estuário do Rio Mundaú: evolução espaço-temporal e potencialidades ambientais**. Dissertação de Mestrado submetida à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Geografia, da Universidade Federal do Ceará. Centro de Ciências. Departamento de Geografia. Programa de Pós-Graduação em Geografia. 2012.

MESQUITA, N. S.; SOUSA, M. C.; CARACRISTI, I.; DINIZ, S.F. Análise Socioambiental do Médio Curso do rio Acaraú – CE. **REGME**. n. 2. N. especial, p. 443- 451, 2016.

METCALF; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. tradução: Ivanildo Hspanhol, José Carlos Mierzwa.-5. ed.-Porto Alegre: AMGH, 1980p. 2016.

METER, K.J.V.; SHOWDHURY, S.; BYRNES, D.; BASU, N.B. Biogeochemical asynchrony: Ecosystem frives of seasonal concentration regimes across the Great Lakes Basin. **Limnology and Oceanography**. 2019. <http://dx.doi.org/10.1002/Ino.11353>.

MEYBECK, M.; FRIEDRICH, G.; THOMAS, R.; CHAPMAN, D. Chapter 6 – Rivers, In: Water Quality Assessment – A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring – Second Edition. Edited by Deborah Chapman, UNESCO/WHO/UNEP. 1996.

MEYBECK, M; LAROCHE, L; DÜRR, H.h; SYVITSKI, J.p.m. Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. **Global and Planetary Change**, [s.l.], v. 39, n. 1-2, p. 65-93, out. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8181\(03\)00018-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8181(03)00018-3).

MIDDLETON, N.; THOMAS, D. World atlas of desertification, 2nd. Arnold, 1997. 182p.

MILHOME, Maria Aparecida Liberato; SOUSA, Daniele de Oliveira Bezerra de; LIMA, Francisco de Assis Ferreira; NASCIMENTO, Ronaldo Ferreira do. Avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por pesticidas aplicados na agricultura do Baixo Jaguaribe, CE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 14, n. 3, p. 363-372, set. 2009. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522009000300010>.

MOAL, M.L.; GASCUEL-ODOUX, C.; MÉNESGUEN, A.; SOUCHON, Y.; ÉTRILLARD, C.; LEVAIN, A.; MOATAR, F.; PANNARD, A.; SOUCHU, P.; LEFEBVRE, A.; PINAY, G. Eutrophication: a new winw in na old bottle? **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1-11. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139> 0048-9697/.

MOLINA-NAVARRO, E.; HALLACK-ALEGRÍA, M.; MARTÍNEZ-PÉREZ, S.; RAMÍREZ-HERNÁNDEZ, J.; MUNGARAY-MOCTEZUMA, A.; SASTRE-MERLÍN, A. Hydrological modeling and climate change impacts in an agricultural semiarid region. Case study: Guadalupe River basin, Mexico. **Agricultural Water Management**, v.175, p.29-42. 2016. ELSEVIER. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.10.029>.

MOLISANI, M.; BECKER, H.; BARROSO, HS.; HIJO, Cag.; MONTE, Tm.; VASCONCELLOS, GH.; LACERDA, LD. The influence of castanhão reservoir on nutrient and suspended matter transport during rainy season in the ephemeral Jaguaribe river (CE, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 73, n. 1, p. 115-123, fev. 2013. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-69842013000100013>.

MONTECELOS-ZAMORA, Yalina; CAVAZOS, Tereza; KRETZSCHMAR, Thomas; VIVONI, Enrique; CORZO, Gerald; MOLINA-NAVARRO, Eugenio. Hydrological Modeling

of Climate Change Impacts in a Tropical River Basin: a case study of the cauto river, cuba. : A Case Study of the Cauto River, Cuba. **Water**, [s.l.], v. 10, n. 9, p. 1-25, 25 ago. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w10091135>.

MORETTIN, P. A.; SINGER, J. M. Análise de dados de uma variável: box-plots. In: Morettin, P. A. Introdução à ciência de dados: fundamentos e aplicações. Fundamentos e aplicações. **Universidade de São Paulo**, p. 52-54. 2019. São Paulo.

MOTA, Lydia Helena da Silva de Oliveira; VALLADARES, Gustavo Souza. Vulnerabilidade à degradação dos solos da Bacia do Acaraú, Ceará. **Revista Ciência Agronômica**, [s.l.], v. 42, n. 1, p. 39-50, mar. 2011. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1806-66902011000100006>.

MOURA, Diana D.; LIMA NETO; Iran.; CLEMENTE, Allan.; OLIVEIRA, S.; PESTANA, C.J.; MELO, M.A.; CAPELO-NETO, J. Modeling phosphorus Exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. **Chemosphere**, v. 246. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere> .

MOURA, Ícaro Jael Mendonça Moura; DOS SANTOS, Daiane Fabrício; PINHEIRO, Francisco Geraldo de Melo; OLIVEIRA, Carlos Jacinto de. Caracterização dos períodos seco e chuvoso da cidade de Fortaleza (CE). **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 37. Ed. Especial SIC, p. 03-07. 2015.

MOYEL, Mohammad Salim; HUSSAIN, Najah Aboud. Water quality assessment of the Shatt al-Arab River, Southern Iraq. **Journal of Coastal Life Medicine**, [s.l.], v. 3, n. 6, p. 459-465, 19 maio 2015. Asian Pacific Journal of Tropical Medicine Press. <http://dx.doi.org/10.12980/jclm.3.2015j5-26>.

MUNSON, B.H.; ALEX, R.; HAGLEY, C.; HOST, G.; MERRICK, G.; RICHARDS, C. **Monitoring Minnesota Lakes on the Internet and Training Water Science Technicians for the Future - A National On-line Curriculum using Advanced Technologies and Real-Time Data**. (<http://WaterOntheWeb.org>). University of Minnesota-Duluth, Duluth, MN 55812.

NASCIMENTO FILHO, Silvano Lima do; FRANÇA, Elton Jose de; DE JÚNIOR, Mauro Melo; MOURA, Ariadne do Nascimento. Interactions between benthic microalgae, nutrients and benthic macroinvertebrates in reservoirs from the semi-arid Neotropical region. **Fundamental and Applied Limnology / Archiv Für Hydrobiologie**, [s.l.], v. 192, n. 3, p. 237-254, 1 abr. 2019. Schweizerbart. <http://dx.doi.org/10.1127/fal/2019/1180>.

NASCIMENTO, Flávio Rodrigues do; CUNHA, Sandra Batista da; SOUZA, Marco José de; CRUZ, Maria Lucia Brito da. DIAGNÓSTICO GEOAMBIENTAL DA BACIA

HIDROGRÁFICA SEMI-ÁRIDA DO RIO ACARAÚ: subsídios aos estudos sobre desertificação. **Boletim Goiano de Geografia**, [s.l.], v. 28, n. 1, p. 1-10, 9 out. 2008. Universidade Federal de Goiás. <http://dx.doi.org/10.5216/bgg.v28i1.4900>.

NASCIMENTO, V.; MORAIS, S.; BRAGA, D.; CRUZ, M. L. O CÓDIGO FLORESTAL E A OCUPAÇÃO DE APP'S NO SEMIÁRIDO: O CASO DO RIO CANINDÉ - CE. **CADERNOS DE CIÊNCIAS & TECNOLOGIA DA UECE**, v. 1, n. 3, p. 90-100, 18 dez. 2019.

NAVARRO, Gabriel; GUTIÉRREZ, Francisco Javier; DÍEZ-MINGUITO, Manuel; LOSADA, Miguel Angel; RUIZ, Javier. Temporal and spatial variability in the Guadalquivir estuary: a challenge for real-time telemetry. **Ocean Dynamics**, [s.l.], v. 61, n. 6, p. 753-765, 3 fev. 2011. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10236-011-0379-6>.

NG, Casey Keat-chuan; GOH, Choo-hou; LIN, Jia-chun; TAN, Minn-syenn; BONG, Willie; YONG, Chea-soon; CHONG, Jun-yao; OOI, Peter Aun-chuan; WONG, Wey-lim; KHOO, Gideon. Water quality variation during a strong El Niño event in 2016: a case study in kampar river, malaysia. : a case study in Kampar River, Malaysia. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 190, n. 7, p. 1-14, 15 jun. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-018-6784-2>.

NGUYEN, Tuyet T.N.; NÉMERY, Julien; GRATIOT, Nicolas; STRADY, Emilie; TRAN, Viet Quoc; NGUYEN, An Truong; AIMÉ, Joanne; PEYNE, Alice. Nutrient dynamics and eutrophication assessment in the tropical river system of Saigon – Dongnai (southern Vietnam). **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 653, p. 370-383, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.319>.

NUNES, L.M.; MONTEIRO, M.F.G.; JÚNIOR, D.L.S.; AQUINO, E.A.A.; SARAIVA, C.R.N.; LEANDRO, M.K.N.S.; MARQUES, A.E.F.; SILVA, R.O.M.; LEANDRO, L.M.G. Pesquisa de coliformes totais e termotolerantes no rio Salgadinho no município de Juazeiro do Norte – CE. **Revista Eletrônica Acervo Científico**, v.7. 7p. 2019. <https://doi.org/10.25248/reac.e2273.2019>.

OJOK, W.; WASSWA, J.; NTAMBI, E. Assessment of Seasonal Variation in Water Quality in River Rwizi Using Multivariate Statistical Techniques, Mbarara Municipality, Uganda. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 09, n. 01, p. 83-97. 2017. <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2017.91007>.

OLIVEIRA FILHO, Antônio Alves de; LIMA NETO, Iran Eduardo. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 23, n. 1, p. 3-14, 6 jul. 2017. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017142354>.

OLIVEIRA, Clélia Nobre de; CAMPOS, Vânia P.; MEDEIROS, Yvonilde Dantas Pinto. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. Estudo de caso: bacia hidrográfica do rio salitre. **Química Nova**, [s.l.], v. 33, n. 5, p. 1059-1066, 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422010000500010>

OLIVEIRA, L.D.M.; ROCHA, J.C.; BRANDÃO, M.G.A.; ARAÚJO, A.L.; SILVA, F.J.A. IQA do rio Jaguaribe, Ceará. In **Anais... XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo – SP, 2017.

OLIVEIRA, Sílvia Corrêa; VON SPERLING, Marcos. ANÁLISE DA CONFIABILIDADE DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTOS. **Eng. sanit. ambient.** 389. v.12, n. 4, p. 389-398. - out/dez, 2017.

OLIVER, Allison A.; DAHLGREN, Randy A. ; DEAS, Michael L. (2014). The upside-down river: Reservoirs, algal blooms, and tributaries affect temporal and spatial patterns in nitrogen and phosphorus in the Klamath River, USA. **Journal of Hydrology**, v.519, p.164-176. 2014.

ONWUTEAKA, J.; CHOKO, P. Phytoplankton Community Response to Seasonal Changes in Chlorophyll a and Nitrate-Phosphate Concentrations in a Tidal Blackwater River in Niger Delta. **Annual Research & Review in Biology**, v. 21, n. 6, p. 1-19. 2018. <http://dx.doi.org/10.9734/arrb/2017/38456> .

ONYUTHA, Charles; WILLEMS, Patrick. Influence of spatial and temporal scales on statistical analyses of rainfall variability in the River Nile basin. **Dynamics Of Atmospheres And Oceans**, [s.l.], v. 77, p. 26-42, mar. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dynatmoce.2016.10.008>.

OURA, I. B. M. **Estudos das águas da bacia hidrográfica do Rio Banabuiú no trecho entre Quixeramobim e Banabuiú, Ceará, Brasil**. Orientador: Horst Frischkorn. Fortaleza, 2013. 243 f. Tese (Doutorado em Geologia)-Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

PACHECO, C. H. A.; LIMA NETO, I. E.. Effect of Artificial Circulation on the Removal Kinetics of Cyanobacteria in a Hypereutrophic Shallow Lake. **Journal of Environmental Engineering**, v.143(12). 2017. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001289](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001289)

PAIXÃO, Maurício Andrades; KOBAYAMA, Masato. Relevant parameters for characterizing mountain rivers: a review. **RBRH**, [s.l.], v. 24, p. 1-13, 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.241920180115>.

PALÁCIO, Helba Araújo de Queiroz; ANDRADE, Eunice Maia de; LOPES, Fernando Bezerra; ALEXANDRE, Deborah Mithya Barros; ARRAES, Francisco Dirceu Duarte. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Ciência Rural**, [s.l.], v. 39, n. 9, p. 2494-2500, dez. 2009. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-84782009000900017>.

PAN, Weiyan; XU, Zhenghe; WANG, Feng. Spatio-temporal Variation of Nitrogen in River Water and Groundwater Recharged by Recycled Water at Qingyang River. Proceedings of The 2019 2nd **International Conference On Sustainable Energy, Environment And Information Engineering (seeie 2019)**, [s.l.], v. 184, n. 1, p. 1-5, maio 2019. Atlantis Press. <http://dx.doi.org/10.2991/seeie-19.2019.1>.

PANTALENA, Ana Flávia; MAIA, Luis Parente. Marcas da ação antrópica na história ambiental do Rio Jaguaribe, Ceará, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, [s.l.], v. 14, n. 3, p. 459-468, set. 2014. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos (APRH). <http://dx.doi.org/10.5894/rgci431>.

PENN, Michael R.; PAUER, James; MIHELIC, James R.. Biochemical Oxygen Demand. In: SABLJIC, Aleksandar (ed.). **Environmental and ecological chemistry**. Oxford, United Kingdom: Eolss Publishers Co, 2009. Cap. 21. p. 278-286.

PERRIN, J.L.; RAÏS, N.; CHAHINIAN, N.; MOULIN, P.; IJJAALI, M.. Water quality assessment of highly polluted rivers in a semi-arid Mediterranean zone Oued Fez and Sebou River (Morocco). **Journal of Hydrology**, [s.l.], v. 510, p. 26-34, mar. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.002>.

PESSOA, Paulo Roberto Silva; BARROSO, Tarciana Camara; BEZERRA, Giovana Gonçalves; ROCHA, Luana Braga da. Aspectos hidroclimáticos e comportamento da precipitação nos municípios de Acaraú e Camocim - CE. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, [s.l.], p. 2624-2628, 2017. INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS - UNICAMP. <http://dx.doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.2473>.

PINHEIRO, R. M. P. Sub-basins in the high Jaguaribe river in Taua town, CE: vulnerabilities before the incidence degradation / desertification. 193 f. **Universidade Federal do Ceará**, Fortaleza, CE (BR). 2003.

POST, C.J.; COPE, M.P.; GERARD, P.D.; MASTO, N.M.; VINE, Joshua R.; STIGLITZ, Rozanne Y.; HALLSTROM, Jason O.; NEWMAN, Jillian C.; MIKHAILOVA, Elena A. Monitoring spatial and temporal variation of dissolved oxygen and water temperature in the Savannah River using a sensor network. **Environmental Monitoring and Assessment** v. 190, 272. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6646-y>. 2018.

RABEE, A. M.; ABDUL-KAREEM, B. M.; AL-DHAMIN, A. S.. Seasonal Variations of Some Ecological Parameters in Tigris River Water at Baghdad Region, Iraq. **Journal of Water Resource and Protection**, [s.l.], v. 03, n. 04, p. 262-267. 2011.

<http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2011.34033>

RABELO, Udinart Prata; LIMA NETO, Iran E. Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará. : uma análise comparativa para o Ceará, . **Revista DAE** [s.l.], v. 66, n. 212, p. 61-79, 2018. Revista DAE. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2018.023>.

RAMÍREZ, A. K.; SALCEDO, M. Á.; SÁNCHEZ, A. J.; MACÍAS, E. B.; PALACIOS, J. D. M.. Relationship among physicochemical conditions, chlorophyll-a concentration, and water level in a tropical river–floodplain system. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 7, p. 3869-3876. 2018. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-018-2127-7>.

REDER, K.; FLÖRKE, M.; ALCAMO, J.. Modeling historical fecal coliform loadings to large European rivers and resulting in-stream concentrations. **Environmental Modelling & Software**, v. 63, p. 251-263. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.10.001>

REGMI, Ram Krishna; MISHRA, Binaya Kumar; MASAGO, Yoshifumi; LUO, Pingping; TOYOZUMI-KOJIMA, Asako; JALILOV, Shokhrukh-mirzo. Applying a water quality index model to assess the water quality of the major rivers in the Kathmandu Valley, Nepal. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s.l.], v. 189, n. 8, p. 1-16, 6 jul. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-017-6090-4>.

REISINGER, A. J.; TANK, J. L.; DEE, M. M. Regional and seasonal variation in nutrient limitation of river biofilms. **Freshwater Science**, v. 35, n. 2, p. 474-489. 2016. <http://dx.doi.org/10.1086/685829>.

RIBEIRO, K.V.; ALBUQUERQUE, E.L.S. Caracterização do uso da terra no alto curso da bacia hidrográfica do Rio Poti (Ceará) através de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, n.3. 2017.

RIBEIRO, Rafaela Lucena. **A degradação da mata ciliar no rio Salgado em Lavras da Mangabeira – CE: A invasão urbana e seus efeitos devastadores**. Trabalho de Conclusão de Curso em Geografia. Universidade Federal de Campina Grande. 2018.

RIBEIRO, Simone Cardoso. Caracterização geoambiental da sub-bacia do rio salgado na mesorregião sul cearense – Parte I – Clima e Arcabouço Geológico. **Geoconexões**, [s.l.], v. 1,

n. 1, p. 4-16, 4 out. 2017. Instituto Federal de Educacao, Ciencia e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN). <http://dx.doi.org/10.15628/geoconexoes.2017.6290>.

RÍOS-VILLAMIZAR, E. A.; PIEDADE, M. T. F.; COSTA, J. G. da; ADENEY, J. M.; JUNK, W. J. Chemistry of different Amazonian water types for river classification: a preliminary review. **Water and Society**, [s.l.], v. 178, n. 1, p. 17-27, 4 set. 2014. WIT Press. <http://dx.doi.org/10.2495/ws130021>.

ROBERT, E. B. **Capítulo 4: Photosynthetic pigmen: structure and spectroscopy**. In: *Molecular Mechanisms of Photosynthesis*. 2 ed. Wiley Blackwell. p.45. 2014.

ROBSON, T.C. ; WEBB, J.A. The use of environmental tracers to determine focused recharge from a saline disposal basin and irrigation channels in a semiarid environment in Southeastern Australia. **Journal of Hydrology**, v.538, p.326-338.2016.

ROCHA JUNIOR, C. A. N.; COSTA, M.R.A.; MENEZES, R.F.; ATTAYDE, J.L.; BECKER, V. (2018). Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, e106 <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2117>.

RODRIGUES, H.; PEREIRA, W.; SILVESTRE, F. ASPECTOS QUANTITATIVOS E QUALITATIVOS DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA - BANABUIÚ. **Cadernos de Ciências & Tecnologia da UECE**, v. 1, n. 3, p. 270-279, 18 dez. 2019.

RODRIGUES, J.M.D. Análise dos sistemas ambientais da sub-bacia hidrográfica do rio Bom Jesus – Taperuaba – CE. **Revista da Casa da Geografia de Sobral**, v. 17, 2015.

RODRIGUES, M.V.S.; AQUINO, M.D.A.; THOMAZ., A.C.F. Análise por envoltória de dados utilizada para medir o desempenho relativo da cobrança pelo uso da água nas bacias hidrográficas do estado do Ceará. **REGA**, v. 12, n.1, p.15-29. 2015.

ROLIM, Hosineide de Oliveira; NUNES, Ana Bárbara de Araújo; NASCIMENTO, Francisco Jonathan de Sousa Cunha; CHAVES, Jarbas Rodrigues. Proposal of a trophic state index in semiarid reservoirs using data of the Banabuiú Basin, state of Ceará, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 31, p. 1-10, 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x12517>.

ROSA, Caio Soares. **Operação de reservatórios do sistema de abastecimento dos municípios da região hidrográfica dos sertões de Crateús**. 2019. Trabalho de Conclusão de



Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) - Campus de Crateús, Universidade Federal do Ceará, Crateús, 2019.

ROSGEN, David L. A classification of natural rivers. **Catena**, [s.l.], v. 22, n. 3, p. 169-199, jun. 1994. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0341-8162\(94\)90001-9](http://dx.doi.org/10.1016/0341-8162(94)90001-9).

RU, Jingyi; ZHOU, Yaqiong; HUI, Dafeng; ZHENG, Mengmei; WAN, Shiqiang. Shifts of growing-season precipitation peaks decrease soil respiration in a semiarid grassland. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 24, n. 3, p. 1001-1011, 27 nov. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13941>.

RUBEL, Franz; KOTTEK, Markus. Observed and projected climate shifts 1901-2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. **Meteorologische Zeitschrift**, [S.L.], v. 19, n. 2, p. 135-141, 1 abr. 2010. Schweizerbart. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2010/0430>.

SABIÁ, R.J. SILVA, D.L.; BARROS, G.D.T.; SANTOS, Y.T.C.; JUNIOR, F.A.V.S.; LIMA, A.F.O. Contaminação da bacia do rio Salgado por influência do chorume e possível tratamento através de biossorventes. **Caderno de Cultura e Ciência**, v. 14, n.1, set, 2015. Universidade Regional do Cariri (URCA).

SABIÁ, Rodolfo José. **Estudo do padrão de emissão de poluentes para o enquadramento de rios intermitentes**: estudo de caso do rio salgado, ce. 2008. 112 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

SAITA, T.M.; NATTI, P.L.; CIRILO, E.R.; ROMEIRO, N.M.L.; CANDEZANO, M.A.C.; ACUÑA, R.B.; MORENO, L.C.G. Simulação Numérica da Dinâmica de Coliformes Fecais no Lago Luruaco, Colômbia. **TEMA (São Carlos)** São Carlos , v. 18, n. 3, p. 435-447, Dec. 2017. <https://doi.org/10.5540/tema.2017.018.03.0435>.

SALEHNIA, Nasrin; ALIZADEH, Amin; SANAEINEJAD, Hossein; BANNAYAN, Mohammad; ZARRIN, Azar; HOOGENBOOM, Gerrit. Estimation of meteorological drought indices based on AgMERRA precipitation data and station-observed precipitation data. **Journal of Arid Land**, [s.l.], v. 9, n. 6, p. 797-809, 18 out. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40333-017-0070-y>.

SANTOS, J.C.N.; ANDRADE, E.M.; NETO, J.R.A.; MEIRELES, A.C.M.; PALÁCIO, H.A.Q. Land use and trophic state dynamics in a tropical semi-arid reservoir. **Revista Ciência Agrônômica**, v.45, n.1. Fortaleza Jan./Mar. 2014 <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902014000100005> .

SANTOS, Josiane Souza; SIMÕES, Nadson Ressayé; SONODA, Sérgio Luiz. Spatial distribution and temporal variation of microcrustaceans assembly (Cladocera and Copepoda) in different compartments of a reservoir in the Brazilian semi-arid region. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 30, p. 1-13, 5 abr. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x9616>.

SANTOS, M.A.C.M.; COSTA, I.M.; COSTA, J.A.; MATEUS.; SOUSA, R.F.; SALES, W.S.; LOBO, J.T.; SILVA, G.; MIRANDA, V.L.; MORENO, N.B.C.; CALDAS, A. C. A.; MONTEIRO, B.L.; SILVA. Tendências do nível do rio de bacias hidrográficas do estado do Ceará e suas causas climáticas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.07, n.05, p. 927-938. (Número Especial-VIWMCRHPE). 2014.

SAWYER, Clair N.; L.MCCARTY, Perry; F.PARKIN, Gene. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 5. ed. Nova York: Mc-graw-hill Higher Education, 752p. 2003.

SCHOLTEN, C.; LOPES, L.G.; AMARAL, L.A. Dinâmica da poluição fecal nas águas do córrego rico, manancial de abastecimento da cidade de Jaboticabal – SP. **ARS Veterinária, Jaboticabal**, SP, v. 28, n.3, p. 177-184. 2012.

SCHUEDER, Martin Rudolf. **Water quality spatial heterogeneity in wastewater stabilization ponds at elevated pH**. 2016. 204 f. Tese (Doutorado) - Curso de Civil Engineering, Queen's University, Ontario, Canadá, 2016.

SENA, A.P.; FROTA, F.R.A.; LIMA, A.T.M.; ALBUQUERQUE, F.R.B.; SENA, D.L. As adutoras de montagem rápida como estratégia de enfrentamento da seca no estado do Ceará. In: **Anais[...]**XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. 2014.

SHADEED, S.. Spatio-temporal Drought Analysis in Arid and Semi-arid Regions: a case study from Palestine. **Arabian Journal for Science and Engineering**, v. 38, n. 9, p. 2303-2313. 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/s13369-012-0504-y>

SHAH, Binod Prasad; PANT, Bhoj R. Water Quality Assessment of Sirsiya River. **Nepal Journal of Science and Technology**, [s.l.], v. 13, n. 2, p. 141-146, 8 mar. 2013. Nepal Journals Online (JOL). <http://dx.doi.org/10.3126/njst.v13i2.7727>.

SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). **Biometrika**, v. 52, n. ¾. p. 591 – 611. 1965.

SHARIFINIA, Moslem; ADELI, Behzad; NAFARZADEGAN, Ali Reza. Evaluation of water quality trends in the Maroon River Basin, Iran, from 1990 to 2010 by WQI and multivariate

analyses. **Environmental Earth Sciences**, [s.l.], v. 76, n. 22, p. 1-13, nov. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-017-7132-5>.

SHUMILOVA, Oleksandra; ZAK, Dominik; DATRY, Thibault; SCHILLER, Daniel; CORTI, Roland; FOULQUIER, Arnaud; OBRADOR, Biel; TOCKNER, Klement; ALLAN, Daniel C.; ALTERMATT, Florian. Simulating rewetting events in intermittent rivers and ephemeral streams: a global analysis of leached nutrients and organic matter. **Global Change Biology**, [s.l.], v. 25, n. 5, p. 1591-1611, 25 fev. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14537>.

SILVA, E. B.; ARAÚJO NETO, J. R. DE; ARAÚJO PALÁCIO, H. Q. DE; ANDRADE, E. M. DE. FATORES DETERMINANTES DA QUALIDADE DAS ÁGUAS EM DOIS PERÍODOS DISTINTOS SEPARADOS POR DEZ ANOS SEM MONITORAMENTO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO. **Ambiente: Gestão e Desenvolvimento**, v. 10, n. 01, 1 set. 2017b.

SILVA, Eldir Bandeira da; ARAÚJO NETO, José Ribeiro de; PALÁCIO, Helba Araújo de Queiroz; SOUZA, Camila Alves de; ANDRADE, Eunice Maia de. VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DE ÁGUA NO VALE DO RIO TRUSSU, CEARÁ. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, [s.l.], v. 11, n. 3, p. 1420-1429, 14 jun. 2017a. INOVAGRI. <http://dx.doi.org/10.7127/rbai.v11n300562>.

SILVA, Eldir Bandeira da; ARAÚJO NETO, José Ribeiro de; PALÁCIO, Helba Araújo de Queiroz; SOUZA, Camila Alves de; ANDRADE, Eunice Maia de. VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA QUALIDADE DE ÁGUA NO VALE DO RIO TRUSSU, CEARÁ. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, [s.l.], v. 11, n. 3, p. 1420-1429, 14 jun. 2017. INOVAGRI. <http://dx.doi.org/10.7127/rbai.v11n300562>.

SILVA, Juliana Maria Oliveira. Uso do sensoriamento remoto para a estimativa da temperatura de superfície na microbacia do rio granjeiro, Crato, Ceará. **Geosaberes**, Fortaleza, v. 6, n. 2, p. 130 - 144, jul. 2015. ISSN 2178-0463.

SILVA, Júlio Cesar da Costa. **A poluição no Rio Cocó, sub-bacia B-2, margem direita, e a expansão urbana de Fortaleza-CE**. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Geociências Exatas do Campus de Rio Claro, da Universidade Paulista de Mesquita filho – Rio Claro: [s.n.], 154f. 2013.

SILVA, Lucas da.; LIMA, Eduardo Rodrigues Viana de. Índice de Sustentabilidade da Dimensão Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Banabuiú, CE. **Espaço Aberto**, PPGC – UFRJ, Rio de Janeiro, v.7m n.1, p. 71 – 85, 2017. ISSN 2237-3071.

SILVA, Lucas da.; LIMA, Eduardo Rodrigues Viana de. Índice de Sustentabilidade da

Dimensão Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Banabuiú, CE. **Espaço Aberto**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 71-85, 16 ago. 2017. Revista Espaço Aberto. <http://dx.doi.org/10.36403/espacoaberto.2017.5183>.

SILVA, N.R.; ALBUQUERQUE, T.N. Enquadramento de corpos de água: Um instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos. **Revista Eletrônica do Curso de Geografia – UFG/REJ**. Set.Dez. 2018.

SIQUEIRA, G.W.; APRILE, F.; MIGUÉIS, A.M. Diagnóstico da qualidade da água do rio Paraubebas (Pará – Brasil). **Acta Amazônica**. v.42, n.3. 413-422, 2012.

SMITH, D. R.; JARVIE, H. P.; BOWES, M. J. Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Stoichiometry and Eutrophication in River Thames Tributaries, UK. **Agricultural & Environmental Letters**, [s.l.], v. 2, n. 1, p. 1-4, 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2134/ael2017.06.0020>.

SOARES, A.M.; CARVALHO, M.S.B.S.; BARRETO, R.N.C.; SOARES, Z.M.L. Análise temporal do crescimento da carcinicultura marinha no estuário do rio Jaguaribe – Ceará. In: **Anais... XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril, 2007, INPE, p. 4267-4274.

SOUSA, Francisco Rodrigo Cunha de; COSTA, Luis Henrique Magalhães; PAULA, Davis Pereira de. Modelagem hidrológica chuva-vazão aplicada ao estudo de chuvas intensas na bacia hidrográfica Semiárida do Rio Pesqueiro (Ceará – Brasil). **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, [s.l.], p. 4798-4809, jul. 2017. INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS - UNICAMP. <http://dx.doi.org/10.20396/sbgfa.v1i2017.2189>.

SOUZA, Camila Alves de; ARAUJO, Yara Rodrigues; ARAËJO NETO, José Ribeiro de; PALÁCIO, Helba Araújo de Queiroz; BARROS, Bruno Eduardo Alves. ANALISE COMPARATIVA DA QUALIDADE DE ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO EM TRÊS SISTEMAS HÍDRICOS CONECTADOS NO SEMIÁRIDO. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, [s.l.], v. 10, n. 6, p. 1011-1022, 30 dez. 2016. INOVAGRI. <http://dx.doi.org/10.7127/rbai.v10n600481>.

SOUZA, Débora Nery. **Comportamento temporal do IQA (Índice de qualidade da água) e sua relação com a precipitação em um trecho dos rios batateiras e granjeiro – Ceará**. Trabalho de Conclusão de Curso. Bacharelado em Engenharia Ambiental. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Juazeiro do Norte. 2014.

SOUZA, Maria da Conceição de; CROSSETTI, Luciane Oliveira; BECKER, Vanessa. Effects of temperature increase and nutrient enrichment on phytoplankton functional groups in a

Brazilian semi-arid reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s.l.], v. 30, p. 1-10, 14 nov. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x7517>.

SOUZA, Maria da Conceição; CROSSETTI, Luciane Oliveira; BECKER, Vanessa. Effects of temperature increase and nutrient enrichment on phytoplankton functional groups in a Brazilian semi-arid reservoir. **Acta Limnologica. Brasiliensia**, v.30, Rio Claro 2018 Epub Nov 14, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x7517>.

SOUZA, R. S.; MOURA, J. M. S.; SILVA, R.; HOLMES, R. M.; PEUCKER-EHRENBRINK, B.; SPENCER, R.G.M.; SOUSA, W.S. Aporte de carbono orgânico sob diferentes condições hidrológicas no Rio Tapajós (PA), Amazônia, Brasil. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 38, n. 1, p. 221 - 228, 2019.

SURENDRAN, U.; ANAGHA, B.; RAJA, P.; KUMAR, V.; RAJAN, K.; JAYAKUMAR, M.. Analysis of Drought from Humid, Semi-Arid and Arid Regions of India Using DrinC Model with Different Drought Indices. **Water Resources Management**, [s.l.], v. 33, n. 4, p. 1521-1540, 24 jan. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-019-2188-5>.

TAO, H.; BOBAKER, A.M.; RAMAL, M.M.; YASEEN Z.M.; HOSSAIN, M.S.; SHASHID, S. Determination of biochemical oxygen demand and dissolved oxygen for semi-arid river environment: application of soft computing models. **Environmental Science and Pollution Research**, v..26(1), p.923-937.2019.

TAVARES, M.K.N.N.; SILVA, M.C.B.; MOREIRA, F.J.C.; SOUZA, M.C.R.; SALES, M.C.R.; SALES, M.L.M. Levantamento quantitativo das análises de água para fins de irrigação do planalto da Ibiapaba – CE. In: **Anais [...] II Inovagri International Meeting**. Fortaleza, CE. 2014. <http://dx.doi.org/10.12702/ii.inovagri.2014-a173> .

TAVEIRA, Bruna Daniela de Araujo. **Hidrogeografia e gestão de bacias**. Curitiba: Intersaberes, 220p. 2018.

THAPA, Raju; GUPTA, S. REDDY, D.V.; KAUR, H.. An evaluation of irrigation water suitability in the Dwarka river basin through the use of GIS-based modelling. **Environmental Earth Sciences**. v.76(14), p.1-12, 2017.

TITILAWO, Y.; AKINTOKUN, A.; SHITTU, O.; ADENIYI, M.; OLAITAN, J.; OKOH, A.. Physicochemical Properties and Total Coliform Distribution of Selected Rivers in Osun State, Southwestern Nigeria. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 28, n. 6, p. 4417-4428. 2019. <http://dx.doi.org/10.15244/pjoes/81561>.

TORRES, Marcélia Vieira; FALCÃO, José Sobrinho. Compartimentação geomorfológica da Bacia do Rio Coreaú (CE) e a utilização de seus açudes. **Geosaberes: Revista de Estudos Geoducaiconais**, vol. 6, n.3, p. 137-148. 2015. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/5528/552856412013.pdf>>

TRAN, Ha-phuong; NGUYEN, Kim-anh; LIOU, Yuei-an; HOANG, Phi-phung; NGUYEN, Thanh-hung. Soil salinity assessment by using near-infrared channel and Vegetation Soil Salinity Index derived from Landsat 8 OLI data: a case study in the Tra Vinh Province, Mekong Delta, Vietnam. **Progress in Earth and Planetary Science**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 1-10, 6 jan. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1186/s40645-019-0311-0>.

VAISHALI, P.; PUNITA, P. Assessment of seasonal variation in water quality of river Mini, at Sindrot Vandodara. **International Journal of Environmental Sciences**, v.3, n.5. 2013. <http://dx.doi.org/10.6088/ijes.2013030500013>.

VALENTIM, S. S.; MENEZES, M. B.; TEIXEIRA, C. E. P. Seasonally Hypersaline Estuaries in Semiarid Climate Regions: an example from the northeast brazil. **Journal of Coastal Research**, [s.l.], v. 85, p. 6-10, maio 2018. Coastal Education and Research Foundation. <http://dx.doi.org/10.2112/si85-002.1>.

VAN METER, Kim J.; CHOWDHURY, Shadman; BYRNES, Danyka K.; BASU, Nandita B.. Biogeochemical asynchrony: ecosystem drivers of seasonal concentration regimes across the great lakes basin. **Limnology and Oceanography**, [s.l.], v. 65, n. 4, p. 848-862, 19 nov. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/lno.11353>.

VANNOTE, Robin L.; MINSHALL, G. Wayne; CUMMINS, Kenneth W.; SEDELL, James R.; CUSHING, Colbert E. The River Continuum Concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci**, Canadá, v. , n. 37, p. 130-137, set. 1979.

VIDAL, Ticiana F.; CAPELO NETO, José. Dinâmica de nitrogênio e fósforo em reservatório na região semiárida utilizando balanço de massa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 4, p. 402-407, Apr. 2014. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000400007>.

VIRÃES, Múcio Valença; CIRILO, José Almir. Regionalization of hydrological model parameters for the semi-arid region of the northeast Brazil. **RBRH** [s.l.], v. 24, p. 1-17, 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.241920180114>.

WALPOLE, R. E.; MYERS, R. H.; MYERS, S.L. **Probability and Statistics and Scientists**. 6 ed. 739p.

WANG, Qian; ZHANG, Qionghua; WU, Yaketon; WANG, Xiaochang C.. Physicochemical conditions and properties of particles in urban runoff and rivers: implications for runoff pollution. **Chemosphere**, [s.l.], v. 173, p. 318-325, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.066>.

WANG, Yeuh-Bin; LIU, Chen-Wuing; LEE, Jin-Jing. Differentiating the Spatiotemporal Distribution of Natural and Anthropogenic Processes on River Water–Quality Variation Using a Self-Organizing Map With Factor Analysis. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, [s.l.], v. 69, n. 2, p. 254-263, 5 jun. 2015. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-015-0167-2>.

WATT, W. D.; SCOTT, C. D.; WHITE, W. J.. Evidence of Acidification of Some Nova Scotian Rivers and Its Impact on Atlantic Salmon, *Salmo solar*. **Canadian Journal of Fisheries And Aquatic Sciences**, [s.l.], v. 40, n. 4, p. 462-473, 1 abr. 1983. Canadian Science Publishing. <http://dx.doi.org/10.1139/f83-065>.

WEN, Yingrong; SCHOUPS, Gerrit; GIESEN, Nick van de. Organic pollution of rivers: combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. : Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. **Scientific Reports**, [s.l.], v. 7, n. 1, p. 1-9, 23 fev. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/srep43289>.

WILHITE, Donald A.; GLANTZ, Michael H.. Understanding: the drought phenomenon. : the Drought Phenomenon. **Water International**, [s.l.], v. 10, n. 3, p. 111-120, jan. 1985. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02508068508686328>.

WITHERS, P.J. A.; JARVIE, H.P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. : A review. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 400, n. 1-3, p. 379-395, ago. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.002>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. 4<sup>a</sup> ed. 564p. 2011.

WU, X.; DUAN, H.; BI, N.; YUAN, P.; WANG, A.; WANG, H.. Interannual and seasonal variation of chlorophyll-a off the Yellow River Mouth (1997–2012): dominance of river inputs and coastal dynamics. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 183, p. 402-412. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.038>.

XAVIER, Teresinha de Maria Bezerra Sampaio; XAVIER, Airton Fontenele Sampaio; SILVA

DIAS, Pedro Leite da; SILVA DIAS, Maria Assunção Faus da. A zona de convergência intertropical - ZCIT e suas relações com a chuva no Ceará (1964-98). **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, SBMET, v. 15, n. Jun 2000, p. 27-43, 2000.

XIA, Xinghui; ZHANG, Sibao; LI, Siling; ZHANG, Liwei; WANG, Gongqin; ZHANG, Ling; WANG, Junfeng; LI, Zhihuang. The cycle of nitrogen in river systems: sources, transformation, and flux. : sources, transformation, and flux. **Environmental Science: Processes & Impacts**, [s.l.], v. 20, n. 6, p. 863-891, 2018. Royal Society of Chemistry (RSC). <http://dx.doi.org/10.1039/c8em00042e>.

XIE, Y., LI, X., WANG L., QU. Seasonal and Spacial Variantion in Hydrochemical Characteristics of a Semi-Arid River Basin, China. **Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal**, 21(3), 845–861. 2014. doi:10.1080/10807039.2014.942107.

XU, G; LI, P.; LU, K.; TANTAI, Z.; ZHANG, J.; REN, Z.; WANG, X.; YU, K.; SHI, P.; CHENG, Y.. Seasonal changes in water quality and its main influencing factors in the Dan River basin. **Catena**, v. 173, p. 131-140. 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2018.10.014>.

XUE, Ying; SONG, Jinxi; ZHANG, Yan; KONG, Feihe; WEN, Ming; ZHANG, Guotao. Nitrate Pollution and Preliminary Source Identification of Surface Water in a Semi-Arid River Basin, Using Isotopic and Hydrochemical Approaches. **Water**, [s.l.], v. 8, n. 8, 3 ago. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w8080328>.

YARNELL, Sarah M. et al. (2015). Functional Flows in Modified Riverscapes: Hydrographs, Habitats and Opportunities. **BioScience**, Vol. 65(10), pp.963-972.

YU, S.; XU, Z.; WU, W.; ZUO, D.. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 202-212, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.029>.

YUQING, Miao; JIANRONG, Chen; KEMING, Fang. New technology for the detection of pH. **Journal of Biochemical and Biophysical Methods**, [s.l.], v. 63, n. 1, p. 1-9, abr. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbbm.2005.02.001>.

ZANELLA, Maria Elisa. CONSIDERAÇÕES SOBRE O CLIMA E OS RECURSOS HÍDRICOS DO SEMIÁRIDO NORDESTINO: considerações sobre o clima e os recursos



hídricos. **Caderno Prudentino de Geografia**, Presidente Prudente, v. 1, n. 36, p. 126-142, jan. 2014.

ZHANG, Sibó; XIA, Xinghui; LIU, Ting; XIA, Lingzi; ZHANG, Liwei; JIA, Zhimei; LI, Yayuan. Potential roles of anaerobic ammonium oxidation (anammox) in overlying water of rivers with suspended sediments. **Biogeochemistry**, [s.l.], v. 132, n. 3, p. 237-249, fev. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-017-0297-x>.

ZHANG, W.; JIN, X.; LIU, D.; LANG, C.; SHAN, B. Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical arid river — Fuyang River in northern China. **Journal of Environmental Sciences**, 55, 41–48. 2016 . <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2016.07.004>.

ZHANG, Wenqiang; JIN, Xin; ZHU, Xiaolei; MENG, Xin; ZHU, Yaoyao; ZHANG, Chao; TANG, Wenzhong; SHAN, Baoqing. Do NH<sub>3</sub> and chemical oxygen demand induce continuous release of phosphorus from sediment in heavily polluted rivers? **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 102, p. 24-30, maio 2017b. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.16/j.ecoleng;2017.02.003>.

ZHANG, X.; ZHI, X.; CHEN, L.; SHEN, Z.. Spatiotemporal variability and key influencing factors of river fecal coliform within a typical complex watershed. **Water Research**, v. 178, p. 115835-115835. 2020. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2020.115835>.

ZHAO, Yinjun; DING, Aizhong. A decision classifier to classify rivers for river management based on their structure in China: an example from the Yongding river. **Water Science & Technology**, Pequim, China, v. 1, n. 74, p. 1539-1552, jan. 2006.

ZHAO, Yongqiang; WU, Yuguo; JIANG, Lvbing. Nitrogen removal by denitrification and anammox processes in freshwater rivers of high nitrogen loading region of China, **Global NEST Journal**. 2017.

ZHENG, T., WANG, X.C., DZAKPASU M., GE Y., ZHAO Y., XIONG J. Performance of a pilot demonstration-scale hybrid constructed wetland system for on-site treatment of polluted urban river water in Northwestern China. **Environmental Science and Pollution Research**, v.23, p. 447-454. Janeiro 2016. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5207-y>.

**ANEXO I – Controle de processo SEMACE para liberação dos dados utilizados na pesquisa**


<b>ETIQUETA DE CONTROLE DE PROCESSOS</b>
Processo cadastrado na SEMACE, em Fortaleza, no dia 1 de abril de 2019
Número SPU: 02873103/2019 Cliente: UFC - UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARA CPF/CNPJ: 07272636000131
<b>Obs.:</b> Solicitação de acesso aos dados de monitoramento dos principais rios e afluentes do Ceará.
 EDILUZ MARIA RIBEIRO PROTOCOLO - SEMACE
Superintendência Estadual do Meio Ambiente - Ceará Rua Jaime Benévolo 1400, Fátima, 60050-081 Fortaleza - CE Fone: (85)3101-5580 / Fax: (85)3101-5511 DISQUE NATUREZA: 0800.852233
Imprimir Etiqueta

## APÊNCIDE I – Descrição dos locais de monitoramento quanto à localização

Ponto	Município	Descrição/Referência
AC1	Acaraú	Sob a ponte na CE-085 (próximo na divisa municipal de Cruz)
AC2	Bela Cruz	Sob a ponte Bela Cruz – Acaraú, na localidade Ilha dos Rochas
AC3	Santana do Acaraú	Sob a ponte na CE-232 (acesso Rua João Archanjo)
AC4	Sobral	Sob a ponte na BR – 222 (sede municipal)
AC5	Groaíras	Sob a ponte na CE – 178 (trecho Groaíras-Sobral)
AC6	Santa Quitéria	Distrito de Macaraú. (Passagem molhada na divisa municipal de Varjota)
AC7	Ipu	Sob a ponte na CE – 257 (divisa municipal de Hidrolândia)
BN1	Limoeiro do Norte	Sob a ponte da BR-116 (km 190)
BN2	Morada Nova	Sede municipal, sob a ponte da CE-371.
BN3	Banabuiú	Jusante do Açude Banabuiú (500 m da barragem) - trecho perenizado
BN4	Senador Pompeu	Sob a ponte da BR-226
BN5	Quixeramobim	Sede municipal, sob a ponte na Rua Raimundo Jacinto Leal.
BN6	Quixeramobim	Sede municipal, Barragem do reservatório de Quixeramobim.
CO1	Granja	Sede municipal, ao lado do Clube Arrudão
CO2	Granja	Sede municipal, sob a ponte na CE-085
CO3	Uruoca	Distrito de Campanário, sob a ponte na CE-311
CO4	Moraújo	Saída da sede municipal para a localidade de Santa Luzia (próximo a uma ponte rústica)
CR1	Paraipaba	Á jusante da captação do DNOCS-2 (6 km da sede municipal)
CR2	São Luís do Curu	Sob a ponte da BR-222, sede municipal
CR3	Pentecoste	Passagem molhada próximo ao cemitério municipal
CR4	Apuiarés	Passagem molhada entre a sede e o distrito de Canafístula
CR5	General Sampaio	Balneário á jusante do vertedouro do Açude General Sampaio
AJ-1	Tauá	Montante do Açude Trici, 28 km da sede
AJ-2	Arneiroz	Sob a ponte do rio na CE-187 (km 458)
AJ3	Saboeiro	Sob a ponte do rio na CE-284 (km 144)
AJ4	Jucás	Sob a ponte do rio na CE-166, sede municipal a jusante da passagem molhada
AJ5	Iguatu	Sob a ponte da CE-282 (km 105), Rodovia Atacisio Monteiro, sede municipal

AJ6	Iguatu	Sob a ponte CE-060 (km 369), 4,2 km da sede municipal
AJ7	Orós	Sob a ponte do rio, à jusante do açude Orós, sede municipal
MJ1	Tabuleiro do Norte	Distrito de Peixe Gordo, sob a ponte na BR-116
MJ2	Nova Jaguaribara	Sob a ponte da CE-269, à jusante da barragem do Castanhão
MJ3	Jaguaretama	Jusante da ponte na CE-371
MJ4	Jaguaribe	Sede municipal, sob a ponte da BR-226, próximo à captação SAAE
MJ5	Icó	Distrito de Cruzeirinho, Sítio França, passagem molhada do rio (encontro do Rio Salgado com o Rio Jaguaribe)
MJ6	Alto Santo	Sob a ponte da CE-138
BJ-01	Aracati	Sob a ponte na BR-304
BJ-02	Aracati	CE-123, na primeira estação elevatória da COGERH
BJ-03	Itaiçaba	Sede municipal, passagem molhada
BJ-04	Jaguaruana	Bairro Tabuleiro, passagem molhada
BJ05	Quixeré	Sede municipal, sob a ponte do rio
BJ06	Russas	Distrito Flores, passagem molhada
BJ07	Limoeiro do Norte	Encontro do rio Jaguaribe com rio Banabuiú, sítio Laurinho à jusante da ETE do SAAE
LT1	Trairi	Sede municipal, próximo ao local de transporte das balsas
LT2	Itapipoca	Distrito de Barrento. Sob a ponte na CE-085 (Rotatória Baleia-Itarema)
LT3	Tururu	Sede municipal. Sob a ponte na CE-354
LT4	Uruburetama	Sede municipal. Sob a ponte na Av. José Lopes Cabral
LT5	Uruburetama	Distrito de Mundaú. Nascente localizada no Sítio São Luiz
MT1	Chorozinho	Sede municipal. Sob a ponte na BR-116 (km 66)
MT2	Pacajus	Sob a ponte na BR-116
MT3	Cascavel	Distrito de Cruz. Sob a ponte da CE-350, localidade de Pirangi (posto PM).
MT4	Guaramiranga	Nascente do rio. Divisa municipal entre Guaramiranga e Pacoti (CE-065).
MT5	Pacoti	Estrada da Munguba (à jusante da ETE /CAGECE).
MT6	Redenção	Sob a ponte na CE-354. Entre o vertedouro e a ponte de acesso à Barragem Durval.
MT7	Acarape	Sob a ponte na CE-354 (a jusante da sede municipal).
MT8	Aquiraz	Foz do rio. Sob a ponte na CE-025
MT9	Horizonte	Nascente do rio. Rua Baturité, localidade Jenipapeiro
MT10	Horizonte	Sob a ponte na estrada entre Preaóca e Guanacês
MT11	Cascavel	Sob a ponte na CE-040. Jusante do Açude Malcozinhado

MT12	Cascavel	Sob a ponte na CE-283
MT13	Caucaia	Br-222, próximo à aldeia indígena dos Tapebas
MT14	Fortaleza	Foz. Av. Coronel Carvalho (após a estação elevatória da CAGECE). Barra do Ceará
MT15	Caucaia	BR-020 (margem direita). Localidade do Mocó
MT16	Maranguape	Distrito de Amanari, Serra do Rato. Nascente Riacho Recanto
MT17	Caucaia	Sob a ponte da BR-020 (km 373). Fazenda Boisa.
MT18	Maranguape	Localidade de Pirapora, Sítio Castelândia.
MT19	Maracanaú	Bairro Acaracuzinho. À montante do DI
MT20	Maracanaú	Bairro Acaracuzinho. À jusante do distrito industrial(margem esquerda)
MT21	Fortaleza	Av. Vital Brasil. Bairro Granja Portugal (margem esquerda)
MT22	Fortaleza	Av. Senador Fernandes Távora. Parque Genibaú
MT23	Caucaia	Tabapuá. Divisa municipal com Fortaleza (jusante do Frifort)
MT24	Pacatuba	Bica das Andreas.
MT25	Fortaleza	Av. Perimetral nº 3639. À montante do lixão do Jangurussu
MT26	Fortaleza	Av. Paulino Rocha nº 1988. À jusante do lixão do Jangurussu
MT27	Fortaleza	Sob a ponte da BR-116 (km 03). Bairro Tancredo Neves
MT28	Fortaleza	Av. Murilo Borges. Bairro Cocó
MT29	Fortaleza	Av. Engenheiro Santana Júnior. Bairro Cocó (margem esquerda)
MT30	Fortaleza	Av. Sebastião de Abreu. Bairro Cocó
MT-31	Fortaleza	Foz. Praia do Caça e Pesca (margem esquerda)
SL1	Icó	Sede municipal, sob a ponte da Rodovia Dep. Tarcísio Monteiro
SL2	Lavras da Mangabeira	Sede municipal, sob a ponte da CE-230
SL3	Aurora	Sede municipal, sob a ponte da CE-286, sede municipal
SL4	Missão Velha	Localidade de Cachoeiras, ao lado do vertedouro triangular do balneário
SL5	Juazeiro do Norte	Sob a ponte da CE-060, a jusante da sede municipal
SL6	Crato	Sob a ponte de acesso ao Distrito de São Bento,
SL7	Crato	Sede municipal, nascente do Rio Batateiras
SL8	Milagres	Distrito de Podimirim (Rosário), passagem molhada para a CE – 293
SL9	Milagres	Sede municipal, sob a ponte da Br-116
SC1	Quiterianópolis	Após Distrito de Algodões, olho d'água na Fazenda Jatobá
SC2	Novo Oriente	Distrito de Santa Maria, passagem molhada à jusante do Açude Flor do Campo

SC3	Crateús	Sede municipal, barragem do 40º Batalhão de Infantaria, à montante da ETE Maratuã (CAGECE)
SC4	Crateús	Sede municipal, a montante do lançamento da ETE Maratuã (CAGECE)
SC5	Crateús	Sede municipal, sob a ponte na Av. Sargento Hermínio (próximo a empresa desativada Ecodiesel)
SC6	Crateús	Sede municipal, bairro Ponte Preta, à jusante da ETE-2 (CAGECE)

Fonte: Adaptado de SEMACE (2020)

## APÊNDICE II – Coordenadas (UTM) dos pontos de monitoramento

	Acarauá (AC)		Banabuiú (BN)		Coreauá (CO)		Curu (CR)	
1	0370788/9677098	1	0593190/9431182	1	0297577/9655200	1	0483080/9614076	
2	0374211/9662360	2	0570560/9433680	2	0297620/9654008	2	0473098/9593898	
3	0365298/9617964	3	0509012/9411200	3	0306039/9627820	3	0469139/9581390	
4	0349129/9590192	4	0459810/9383110	4	0312818/9616880	4	0452366/9563438	
5	0346884/9567838	5	0467614/9425014			5	0449562/9551192	
6	0340824/9546980	6	0465283/9425519					
7	0326754/9513388							
	Alto Jaguaribe (AJ)		Médio Jaguaribe (MJ)		Baixo Jaguaribe (BJ)		Litorânea (LT)	
1	0343513/9346086	1	0588887/9422131	1	0634445/9494077		0457892/9648339	
2	0371013/9301206	2	0562788/9395023	2	0628398/9485061		0443325/9634741	
3	0404230/9273366	3	0526522/9379469	3	0631024/9483326		0451280/9602680	
4	0442543/9279015	4	0540596/9347862	4	0637870/9464914		0444647/9599292	
5	0467567/9295604	5	0527369/9308790	5	0610872/9437966		0431878/9601534	
6	0464067/9301158	6	0580536 / 9389420	6	0603043/9440876		0457892/9648339	
7	0509659/9310341			7	0599635/9433381		0443325/9634741	
	Metropolitanas (MT)			Salgado (SL)			Sertão de Crateús (SC)	
1	0555451/9523890	17	0512818/95611896	1	0514697/9291895	1	0296423/9327016	
2	0557444/954076	18	0532934/9569934	2	0504362/9253486	2	0315160/9388522	
3	0579914/9513894	19	0541566/9574380	3	0503872/9232470	3	0316283/9425610	
4	0504751/9533009	20	0541678/9574533	4	0484047/9201620	4	0316081/9426330	
5	0510502/9532342	21	0544865/9582434	5	0465473/9205476	5	0316034/9426764	
6	0529214/9533760	22	0544496/9584986	6	0457201/9201887	6	0313954/9430022	
7	0533170/9532234	23	0544274/9586466	7	0447947/9197546			
8	0564490/9577338	24	0402312/3851744	8	0501756/9192914			
9	0558337/9550650	25	0552396/9576758	9	0506885/9190322			
10	0569227/9547718	26	0553867/9578760					
11	0579834/9546022	27	0554114/9581804					

12	0583370/9546118	28	0554796/9583968
13	0540962/9586481	29	0556597/9585272
14	0545498/9590810	30	0557436/9585112
15	0525806/9576780	31	0562510/9582702
16	0515518/9550968		

Fonte: elaborado pelo autor (2020)