



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

RENATHA MICHELLY SABINO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA E PRESENÇA DE COMPOSTOS
EMERGENTES EM RIOS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

Caruaru

2020

RENATHA MICHELLY SABINO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA E PRESENÇA DE COMPOSTOS
EMERGENTES EM RIOS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva.

Caruaru

2020

Catálogo na fonte:
Bibliotecária – Paula Silva - CRB/4 - 1223

S237a Santos, Renatha Michelly Sabino dos.
Avaliação da qualidade de água e presença de compostos emergentes em rios no semiárido pernambucano. / Renatha Michelly Sabino dos Santos. – 2020.
181 f.; il.: 30 cm.

Orientador: Anderson Luiz Ribeiro de Paiva.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2020.
Inclui Referências.

1. Monitorização ambiental - Pernambuco. 2. Bacias hidrográficas – Pernambuco.
3. Água – Qualidade - Pernambuco. 4. Farmacologia. 5. Análise de componentes principais. 6. Regiões áridas – Pernambuco. I. Paiva, Anderson Luiz Ribeiro de (Orientador). II. Título.

CDD 620 (23. ed.)

UFPE (CAA 2020-082)

RENATHA MICHELLY SABINO DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA E PRESENÇA DE COMPOSTOS
EMERGENTES EM RIOS NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovada em: 14/08/2020.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves (Examinadora Externa)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Guillaume Francis Bertrand (Examinador Externo)
Universidade Bourgogne Franche-Comté

À minha mãe, Maria Aparecida dos Santos e
a minha avó Giselda Alves dos Santos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por ser minha fortaleza, por me guiar pelos melhores caminhos, por ouvir minhas orações e acalantar meu coração. Por intermédio dEle, conclui mais um projeto da minha vida.

À minha mãe, Maria Aparecida, por todo o amor, carinho e apoio na realização desse trabalho. Agradeço pelas orações, por todas as vezes em que me ouviu e aconselhou, por acreditar no meu potencial e por ser o meu maior exemplo de força, fé e coragem.

Agradeço às minhas irmãs, Jéssyka Santos e Roberta Santos, por toda a compreensão e apoio na realização dessa pesquisa, por todo amor e carinho, por me ouvirem e incentivarem meus sonhos e projetos.

À minha avó, Giselda Alves, por todo o carinho, pelas orações, pelas conversas e conselhos, e por ser um exemplo de perseverança na minha vida. Aos meus tios José, Maria de Lourdes, Socorro e Cleonice, pelo incentivo, por todas as palavras de apoio e orações.

À Nicolas Carvalho, por todo o apoio e carinho, pelo incentivo, por me ouvir e aconselhar, e por todos os momentos em que se dedicou, junto a mim, na realização desse trabalho.

À Emanuele Guerra, Nathali Robeiro e Ranny Rocha, pela amizade e por todo o apoio na realização dessa pesquisa. Agradeço por todos os ensinamentos, pela cumplicidade, por todas as conversas e conselhos, e pela disponibilidade durante os trabalhos de campo e análises de laboratório. A presença de vocês foi essencial durante essa jornada.

À Emanuelle Silva, por todos os ensinamentos de laboratório, pela amizade e pelo exemplo de profissional.

À Cláudia Melo e Jéssica Nobre, pela amizade e por, apesar da distância física, estarem sempre presentes na minha vida. Por me incentivarem na realização dos meus sonhos e por serem exemplos de perseverança e coragem.

Às minhas amigas de infância: Gabriela Bezerra, Letícia Dutra, Priscilla Santos e Thamires Trajano. Agradeço por me acompanharem e estarem ao meu lado durante todos esses anos, por todos os ensinamentos e momentos que compartilhamos.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Anderson Paiva, pela oportunidade, por toda a orientação e por proporcionar as condições para realização desse trabalho.

À equipe de Filtração em Margem da UFPE, pela parceria na realização dessa pesquisa.

Ao Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA), da UFPE-C.A.A., em especial à prof. Dra. Elizabeth Pastich, por viabilizar a realização das análises de qualidade da água.

Ao Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade (LEAQ), da UFPE, pela parceria na análise dos compostos farmacêuticos. Agradeço, em especial, à Beatriz Ribeiro, por todo ensinamento e auxílio na realização das análises.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, por todo o apoio na realização desse trabalho.

À equipe da ETE Rendeiras, pela disponibilidade na coleta dos efluentes e por contribuir na realização da pesquisa sobre compostos farmacêuticos em ETE localizada no semiárido pernambucano.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pela concessão da bolsa de mestrado.

À todas as pessoas não citadas aqui, mas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desse trabalho.

“Mas, como está escrito, o que Deus preparou para os que o amam é algo que os olhos jamais viram, nem os ouvidos ouviram, nem coração algum jamais pressentiu”. (BÍBLIA, N.T., 1 Coríntios, 2:9).

RESUMO

Diversos contaminantes podem alcançar os corpos hídricos, podendo vir a causar efeitos adversos ao meio ambiente. Dentre esses contaminantes, os fármacos são uma das classes com muitos estudos atualmente, por serem constantemente lançados no ambiente e produzidos com a finalidade de apresentarem efeitos biológicos. Visando compreender o cenário de poluição e as concentrações de compostos farmacêuticos em rios na região semiárida, este trabalho teve como objetivo caracterizar a qualidade da água em trechos dos rios Ipojuca e Capibaribe. Foram analisados 3 pontos amostrais no rio Ipojuca e 2 pontos amostrais no rio Capibaribe. Os seguintes parâmetros foram avaliados: pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, condutividade, salinidade, sólidos totais, fixos e voláteis, nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes. Amostras mensais para análise de qualidade da água foram coletadas no período de abril de 2019 a fevereiro de 2020. A presença dos fármacos: diclofenaco, dipirona, ibuprofeno e paracetamol foram analisadas nos pontos de análises dos trechos dos rios em estudo, e nos efluentes bruto e tratado de uma ETE, que possui o trecho do rio Ipojuca como corpo receptor, analisadas no período de abril de 2019 a fevereiro de 2020. Os parâmetros de qualidade da água foram confrontados com os limites propostos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, de acordo com a classe de cada corpo hídrico analisado. Foram avaliados o Índice de Qualidade da Água (IQA) e índice de Estado Trófico (IET) para os trechos dos rios analisados, e, em ambos, o IQA variou entre ruim e péssimo, e o grau de trofia foi classificado em hipereutrófico. Os compostos farmacêuticos foram analisados através via cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). Os fármacos diclofenaco e ibuprofeno foram detectados e quantificados em 100% das amostras de água superficial dos rios analisados e, também, nos efluentes bruto e tratado da ETE. O diclofenaco e o ibuprofeno foram detectados nas amostras de água superficial nas faixas de 74–5482 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 724–2318 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. A eficiência de remoção máxima detectada na ETE foi de 93,6%, para o diclofenaco e 86,6% para o ibuprofeno. Apesar de apresentar uma eficiência de remoção máxima elevada, eficiências de remoção negativa foram verificadas para o ibuprofeno. Foi realizada a correlação de Pearson entre os parâmetros de qualidade da água e as concentrações dos fármacos analisados, visando compreender a relação entre os parâmetros e

esses compostos farmacêuticos. A Análise dos Componentes Principais (ACP), utilizando a rotação ortogonal, método VARIMAX, foi aplicada aos dados de qualidade da água, para verificar como as variações dos parâmetros de qualidade de água interagem, a fim de subsidiar diretrizes para tomada de decisão na gestão ambiental desses recursos hídricos. Para ambos os trechos dos rios em análise, a primeira componente principal representou uma componente de sólidos, possivelmente relacionada à erosão e ao escoamento superficial nos trechos das bacias, além da contribuição de despejos domésticos e industriais, e a segunda componente foi relacionada à poluição orgânica evidenciando os efeitos das ações antrópicas nos trechos dos rios analisados.

Palavras-chave: Monitoramento ambiental. Recursos hídricos. Qualidade da água. Compostos farmacêuticos.

ABSTRACT

Several contaminants can reach water bodies and may cause adverse effects on the environment. Among these contaminants, pharmaceutical compounds are one of the classes that present many studies today, as they are constantly released into the environment and produced to present biological effects. In order to understand the pollution scenario and the concentrations of pharmaceutical compounds in rivers in the semiarid region, this work aimed to characterize the water quality in stretches of the Ipojuca and Capibaribe rivers. Three sampling points in the Ipojuca river and 2 sampling points in the Capibaribe river were analyzed. The following parameters were evaluated: pH, temperature, dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), turbidity, conductivity, salinity, total, fixed and volatile solids, nitrogen, phosphorus, and thermotolerant coliforms. Monthly samples for water quality analysis were collected from April 2019 to February 2020. The presence of the drugs: diclofenac, dipyron, ibuprofen, and paracetamol in these rivers. Pharmaceutical compounds were also evaluated in the raw and treated effluents from a WWTP, which has the stretch of the Ipojuca River as the receiving body, analyzed from April 2019 to February 2020. The water quality parameters were compared with the limits proposed by CONAMA Resolution N° 357/2005, according to the class of each water body analyzed. The Water Quality Index (WQI) and the Trophic State Index (TSI) were evaluated for the stretches of the analyzed rivers. The IQA varied between “bad” and “very bad”, and the degree of trophy was classified as hypereutrophic for both rivers. The pharmaceutical compounds were analyzed via high-performance liquid chromatography (HPLC). Diclofenac and ibuprofen were detected and quantified in 100% of the surface water samples from the analyzed rivers and in the raw and treated effluent samples from the WWTP. In the surface water, diclofenac and ibuprofen were detected in the ranges of 74–5482 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ and 724–2318 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, respectively. The maximum removal efficiency detected in the WWTP was 93.6% for diclofenac and 86.6% for ibuprofen. Despite presenting a high maximum removal efficiency, negative removal efficiencies were verified for ibuprofen. Pearson's correlation was carried out between water quality parameters and the concentrations of the analyzed drugs, aiming to understand the relationship between the parameters and pharmaceutical compounds. Principal Component Analysis (PCA), using orthogonal rotation, VARIMAX method, was applied to the water quality data to verify

how the variations in water quality parameters interact, in order to subsidize guidelines for decision-making in the environmental management of these water resources. For both river stretches under analysis, the first principal component represented a component of solids, possibly related to erosion and runoff in the stretches of the analyzed rivers, in addition to the contribution of domestic and industrial discharges, and the second principal component was related to organic pollution evidencing the effects of anthropic actions in the analyzed river stretches.

Keywords: Environmental monitoring. Water resources. Water quality. Pharmaceutical compounds.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Vias de introdução de fármacos no ciclo urbano da água.....	34
Figura 2 –	Fontes e destino de PPCPs e outros CEs no ambiente aquático.....	38
Figura 3 –	Curvas médias de variação de qualidade das águas.....	51
Figura 4 –	Mapa de localização das cidades de Caruaru e Toritama.....	58
Figura 5 –	Mapa de localização da região semiárida brasileira.....	59
Figura 6 –	Mapa de localização das bacias hidrográficas de Pernambuco.....	60
Figura 7 –	Mapa de elevação da bacia do rio Capibaribe e principal curso d'água.....	61
Figura 8 –	Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Capibaribe.....	62
Figura 9 –	Mapa de elevação da bacia hidrográfica do rio Ipojuca e segmento de fluxo do principal curso hídrico.....	64
Figura 10 –	Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Ipojuca....	65
Figura 11 –	Trecho das bacias dos rios Capibaribe e Ipojuca na área de estudo e pontos de amostragem.....	67
Figura 12 –	Localização dos pontos de amostragem no trecho do rio Capibaribe em Toritama-PE.....	68
Figura 13 –	Ponto de amostragem C1.....	69
Figura 14 –	Ponto de amostragem C2.....	69
Figura 15 –	Localização dos pontos de amostragem do rio Ipojuca em Caruaru-PE.....	70
Figura 16 –	Ponto de amostragem I1.....	71
Figura 17 –	Ponto de amostragem I2.	71
Figura 18 –	Ponto de amostragem I3.	71
Figura 19 –	ETE Rendeiras em Caruaru-PE.	74
Figura 20 –	Emissário da ETE Rendeiras em Caruaru.....	75
Figura 21 –	Desenho esquemático da metodologia utilizada na extração e concentração dos analitos estudados.....	80

Figura 22 –	Etapas envolvidas na EFS: condicionamento do sorvente, adição da amostra, remoção dos interferentes e eluição do analito.....	81
Figura 23 –	Fluxograma da metodologia utilizada no procedimento de extração em fase sólida.....	81
Figura 24 –	Precipitação média mensal da série histórica (2000-2019) da estação pluviométrica 211, em Caruaru.....	89
Figura 25 –	Precipitação média mensal da série histórica (2000-2019) da estação pluviométrica 70, em Toritama.....	90
Figura 26 –	Desvio de precipitação com relação à média de referência da estação pluviométrica 211, em Caruaru.....	90
Figura 27 –	Desvio de precipitação com relação à média de referência da estação pluviométrica 70, em Toritama.....	91
Figura 28 –	Índice pluviométrico mensal da estação 211, em Caruaru, durante o período de estudo.....	92
Figura 29 –	Índice pluviométrico mensal da estação 70, em Toritama, durante o período de estudo.....	93
Figura 30 –	Temperatura da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	109
Figura 31 –	Temperatura da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	109
Figura 32 –	pH da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	111
Figura 33 –	pH da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	111
Figura 34 –	Salinidade e condutividade da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	112
Figura 35 –	Salinidade e condutividade da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	113
Figura 36 –	Turbidez da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	115
Figura 37 –	Ponto C2 no rio Capibaribe no mês de dezembro (A) e fevereiro (B).....	115

Figura 38 –	Turbidez da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	116
Figura 39 –	Sólidos totais nos pontos de análise dos rios Capibaribe e Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	117
Figura 40 –	Sólidos totais fixos nos pontos de análise dos rios Capibaribe e Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	118
Figura 41 –	Sólidos totais voláteis nos pontos de análise dos rios Capibaribe e Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	118
Figura 42 –	OD da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	119
Figura 43 –	OD da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	120
Figura 44 –	DQO nos pontos C1 e C2, no rio Capibaribe, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	121
Figura 45 –	DBO nos pontos C1 e C2, no rio Capibaribe, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	122
Figura 46 –	DQO nos pontos I1, I2 e I3, no rio Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	123
Figura 47 –	DBO nos pontos I1, I2 e I3, no rio Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	123
Figura 48 –	Fósforo nos pontos C1 e C2, no rio Capibaribe, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	125
Figura 49 –	Fósforo nos pontos I1, I2 e I3, no rio Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	126
Figura 50 –	Nitrogênio total kjeldahl nos pontos C1 e C2, no rio Capibaribe, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	127
Figura 51 –	Nitrogênio total kjeldahl nos pontos I1, I2 e I3, no rio Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.....	127
Figura 52 –	IQA dos pontos amostrais do trecho do rio Capibaribe analisado.....	131
Figura 53 –	IQA no período chuvoso dos pontos amostrais do trecho do rio Capibaribe analisado.....	132

Figura 54 –	IQA no período seco dos pontos amostrais do trecho do rio Capibaribe analisado.....	132
Figura 55 –	IQA dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca...	133
Figura 56 –	IQA no período chuvoso dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.....	134
Figura 57 –	IQA no período seco dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.....	134
Figura 58 –	IET dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Capibaribe.....	135
Figura 59 –	IET no período chuvoso dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Capibaribe.....	136
Figura 60 –	IET no período seco dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Capibaribe.....	136
Figura 61 –	IET dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca....	137
Figura 62 –	IET no período chuvoso dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.....	138
Figura 63 –	IET no período seco dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.....	138
Figura 64 –	Matriz de correlação entre os AINEs diclofenaco e ibuprofeno, e os parâmetros de qualidade da água do rio Capibaribe no período de abril a junho de 2019.....	140
Figura 65 –	Correlação entre os AINEs diclofenaco e ibuprofeno, e os parâmetros de qualidade da água do rio Ipojuca no período de abril a junho de 2019.....	141
Figura 66 –	Correlação entre os parâmetros de qualidade da água e pluviometria no rio Capibaribe, no período de monitoramento entre abril/2019 e fevereiro/2020.....	142
Figura 67 –	Correlação entre os parâmetros de qualidade da água e pluviometria no rio Ipojuca, no período de monitoramento entre abril/2019 e fevereiro/2020.....	144
Figura 68 –	Representação bidimensional das variáveis na análise ACP do rio Capibaribe.....	148

Figura 69 –	Representação bidimensional das variáveis na análise ACP do rio Ipojuca.....	152
Figura 70 –	Representação bidimensional das variáveis na análise ACP dos parâmetros de qualidade dos rios Ipojuca e Capibaribe.....	156
Figura 71 –	Gráfico biplot dos dados de qualidade da água dos rios Ipojuca e Capibaribe.....	157

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 –	Principais classes de produtos farmacêuticos.....	29
Quadro 2 –	Características dos parâmetros de qualidade analisados nesse trabalho.....	53
Quadro 3 –	Metodologia dos procedimento físico-químicos e biológico.....	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Estrutura química dos fármacos monitorados.....	31
Tabela 2 –	Concentração de diclofenaco, ibuprofeno e paracetamol em rios de alguns países.....	36
Tabela 3 –	Concentração média dos fármacos estudados nesse trabalho (AINEs) relatados em ETEs de alguns países.....	44
Tabela 4 –	Peso relativo dos parâmetros utilizados no cálculo do IQA.....	49
Tabela 5 –	Valores do IQA classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros.....	52
Tabela 6 –	Classificação do Índice de Estado Trófico com relação à concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$).....	53
Tabela 7 –	Características dos pontos de amostragem no rio Capibaribe..	67
Tabela 8 –	Características dos pontos de amostragem no rio Ipojuca.....	70
Tabela 9 –	Tempo de detenção hidráulica (TDH) das etapas de tratamento da ETE-Rendeiras.....	72
Tabela 10 –	Valores de referência para alguns dos parâmetros ambientais de qualidade da água, de acordo a Resolução CONAMA nº 357/2005.....	84
Tabela 11 –	Dados das bacias do Capibaribe e Ipojuca utilizados para o cálculo do tempo de concentração da bacia.....	93
Tabela 12 –	Índice pluviométrico acumulado, segundo o tempo de concentração das bacias dos rios Capibaribe e Ipojuca, em mm, na região de coleta.....	94
Tabela 13 –	Concentração dos fármacos nos pontos de amostragem do rio Capibaribe.....	95
Tabela 14 –	Concentração dos fármacos nos pontos de amostragem do rio Ipojuca.....	95
Tabela 15 –	Concentração dos fármacos no esgoto bruto (EB) e esgoto tratado (ET) da ETE Rendeiras em Caruaru.....	99
Tabela 16 –	Valor médio da concentração dos fármacos analisados nos pontos de análise do rio Ipojuca e no efluente tratado da ETE-Rendeiras.....	102

Tabela 17 –	Potencial de remoção dos fármacos na ETE-Rendeiras, em Caruaru.....	104
Tabela 18 –	Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água nos pontos amostrais do rio Capibaribe.....	106
Tabela 19 –	Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água nos pontos amostrais do rio Ipojuca.....	107
Tabela 20 –	Relação DQO/DBO5 nos pontos de análise dos rios Ipojuca e Capibaribe.....	124
Tabela 21 –	Concentrações médias das formas de nitrogênio encontradas no esgoto doméstico bruto.....	128
Tabela 22 –	Coliformes termotolerantes nos trechos dos rios Capibaribe e Ipojuca, analisados nesse trabalho.....	129
Tabela 23 –	Resultado dos testes de esfericidade de Bartlett e de adequação da amostra (KMO).....	145
Tabela 24 –	Resultados para a extração de componentes do rio Capibaribe.....	147
Tabela 25 –	Matriz fatorial da ACP do rio Capibaribe.....	147
Tabela 26 –	Matriz fatorial da ACP do rio Capibaribe com rotação VARIMAX.....	149
Tabela 27 –	Resultados para a extração de componentes do rio Ipojuca.....	151
Tabela 28 –	Matriz fatorial da ACP do rio Ipojuca.....	151
Tabela 29 –	Matriz fatorial da ACP do rio Ipojuca com rotação VARIMAX....	154
Tabela 30 –	Resultados para a extração de componentes na ACP dos rios Ipojuca e Capibaribe.....	155
Tabela 31 –	Matriz fatorial da ACP dos dados de qualidade da água dos rios Ipojuca e Capibaribe.....	156

LISTA DE SIGLAS

ACP	Análise dos componentes principais
AF	Análise Fatorial
AINEs	Anti-inflamatórios não esteroides
ANA	Agência Nacional de Águas
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
APHA	<i>American Public Health Association</i>
APIs	<i>Active Pharmaceutical Ingredient</i>
CAA	Centro Acadêmico do Agreste
CEs	Contaminantes emergentes
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CG	Cromatografia gasosa
CLAE	Cromatografia líquida de alto eficiência
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda biológica de oxigênio
DER	Departamento de Estradas e Rodagem
DC	Diclofenaco
DP	Dipirona
DQO	Demanda química de oxigênio
EB	Esgoto bruto
ER	Eficiência de remoção
ET	Esgoto tratado
ETE	Estação de tratamento de esgoto
HPLC	<i>High performance liquid chromatography</i>
IBU	Ibuprofeno
IET	Índice de Estado Trófico
IPA	Instituto Agrônomo de Pernambuco
IQA	Índice de Qualidade da Água
LEA	Laboratório de Engenharia Ambiental
LEAQ	Laboratório de Engenharia Ambiental e de Qualidade
MIP	Medicamentos isentos de prescrição
NSF	<i>National Sanitation Foundation</i>
OD	Oxigênio dissolvido
PAR	Paracetamol
PCA	Análise por componentes principais
pH	Potencial hidrogeniônico
PhCs	<i>Pharmaceutical compounds</i>
PPCPs	<i>Pharmaceuticals and Personal Care Products</i>
RAFA	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
SPE	<i>Solid phase extraction</i>
ST	Sólidos totais
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	24
2	OBJETIVOS.....	26
2.1	Objetivo geral.....	26
2.2	Objetivos específicos.....	26
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1	Contaminantes emergentes.....	27
3.1.1	Fármacos.....	29
3.1.2	Anti-inflamatórios não esteroides (AINEs).....	30
3.2	Fonte de compostos farmacêuticos nos recursos hídricos.....	33
3.2.1	Ocorrência de PhCs em ambientes aquáticos.....	35
3.3	Destino dos contaminantes emergentes em ambiente aquático....	37
3.4	Efeitos nos seres vivos.....	39
3.5	Remoção de fármacos em estações de tratamento de esgoto.....	40
3.6	Qualidade da água.....	46
3.6.1	Índice de qualidade da água (IQA).....	47
3.6.2	Índice de estado trófico (IET).....	52
3.7	Parâmetros de qualidade da água.....	53
3.8	Legislação.....	55
3.8.1	Enquadramento dos corpos hídricos.....	56
4	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	58
4.1	Bacia hidrográfica do rio Capibaribe.....	60
4.2	Bacia hidrográfica do rio Ipojuca.....	63
4.3	Características dos pontos de amostragem.....	66
4.3.1	Pontos de amostragem no trecho do rio Capibaribe.....	67
4.3.2	Pontos de amostragem no trecho do rio Ipojuca.....	69
4.4	Estação de tratamento de esgoto - ETE Rendeiras.....	72
5	METODOLOGIA.....	76
5.1	Análise pluviométrica.....	76
5.1.1	Tempo de concentração da bacia.....	76
5.2	Análise dos fármacos.....	78
5.2.1	Extração e concentração dos analitos e análise cromatográfica.....	78
5.3	Análise dos parâmetros físico-químicos e biológico.....	82

5.4	Tratamento estatístico - Análise multivariada.....	85
5.4.1	Análise Fatorial e Análise por componentes principais.....	85
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	89
6.1	Caracterização do regime pluviométrico.....	89
6.2	Tempo de concentração da bacia.....	93
6.3	AINEs.....	94
6.3.1	Concentração dos AINEs nos rios Ipojuca e Capibaribe.....	94
6.3.2	ETE – Rendeiras.....	98
6.3.2.1	<i>Eficiência de remoção.....</i>	<i>103</i>
6.4	Análise dos parâmetros de qualidade da água.....	105
6.4.1	Temperatura.....	109
6.4.2	Potencial Hidrogeniônico (pH).....	110
6.4.3	Condutividade elétrica e salinidade.....	111
6.4.4	Turbidez.....	114
6.4.5	Sólidos totais, fixos e voláteis.....	116
6.4.6	Oxigênio dissolvido (OD).....	118
6.4.7	Demanda química e biológica de oxigênio (DBO e DQO).....	120
6.4.8	Nitrogênio e Fósforo.....	124
6.4.9	Coliformes termotolerantes.....	128
6.5	Análise do IQA.....	129
6.5.1	IQA - Rio Capibaribe.....	130
6.5.2	IQA - Rio Ipojuca.....	132
6.6	Índice de estado trófico.....	134
6.6.1	IET - Rio Capibaribe.....	135
6.6.2	IET - Rio Ipojuca.....	137
6.7	Tratamento estatístico.....	138
6.7.1	Correlação de Pearson - AINEs e parâmetros de qualidade.....	138
6.7.2	Análise estatística multivariada dos parâmetros de qualidade da água	141
6.7.2.1	<i>Correlação - Rio Capibaribe.....</i>	<i>142</i>
6.7.2.2	<i>Correlação - Rio Ipojuca.....</i>	<i>143</i>
6.7.2.3	<i>Análise fatorial e Análise dos componentes principais (AF/ACP).....</i>	<i>144</i>
6.7.2.4	<i>AF/ACP - Rio Capibaribe.....</i>	<i>146</i>
6.7.2.5	<i>AF/ACP - Rio Ipojuca.....</i>	<i>150</i>

6.7.2.6	<i>ACP dos parâmetros de ambos os rios.....</i>	<i>154</i>
7	CONCLUSÃO.....	159
	REFERÊNCIAS.....	162

1 INTRODUÇÃO

As principais ações antropogênicas que causam uma significativa alteração no uso e ocupação do solo e degeneração dos ecossistemas são: urbanização, intensificação agrícola, desmatamento, mineração e industrialização. Dentre esses, a urbanização exerce a maior pressão sobre os ecossistemas. A urbanização aumenta a área impermeável, gera poluição e altera a configuração, composição e contexto dos diversos usos do solo. Essas características impactam direta ou indiretamente os processos hidrológicos, biológicos e químicos dos ecossistemas aquáticos (YU *et al.*, 2013).

Os centros urbanos liberam continuamente no ambiente os subprodutos de suas diversas atividades, que são poluentes orgânicos e inorgânicos, e têm contribuído significativamente para a poluição ambiental (ASHFAQ *et al.*, 2017; WILLIAMS *et al.*, 2019). Esses são produtos químicos que não são comumente monitorados, mas têm o potencial de entrar no ambiente e causar efeitos adversos ao meio ambiente e à saúde humana (GEISSEN *et al.*, 2015).

A presença de contaminantes no meio ambiente é atribuída principalmente à descarga de efluentes provenientes das estações de tratamento de esgotos (PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015). Uma grande variedade desses contaminantes não pode ser completamente eliminada através da tecnologia convencional de tratamento de águas residuais e é introduzida no meio aquático (NÖDLER *et al.*, 2011).

Os fármacos pertencem a uma das classes de contaminantes emergentes mais estudadas em todo o mundo devido ao fato de serem constantemente lançados no ambiente e de serem produzidos com a finalidade de apresentarem efeitos biológicos (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017). Esses são considerados contaminantes emergentes devido à sua detecção em diferentes matrizes ambientais, uso frequente e risco potencial ao ecossistema. Os produtos farmacêuticos são moléculas complexas, em sua maioria de natureza orgânica, com diferentes propriedades físico-químicas e terapêuticas (ASHFAQ *et al.*, 2017).

A presença de resíduos de fármacos no meio ambiente pode apresentar efeitos adversos em organismos aquáticos e terrestres, além disso pode representar um risco para os ecossistemas e, direta ou indiretamente, para os seres humanos, pois, contrariamente à maioria dos poluentes, eles foram produzidos visando uma ação

específica no corpo humano e para atuarem em concentrações muito baixas (GAFFNEY *et al.*, 2014).

O equilíbrio quali-quantitativo de um corpo hídrico é fundamental para a manutenção dos processos naturais do ecossistema, bem como para a saúde e atividades humanas (LEITHOLD *et al.*, 2017). Portanto, faz-se necessário o uso de mecanismos que viabilizem o uso racional dos corpos d'água e a determinação de sua qualidade, auxiliando na supervisão e gestão ambiental desses recursos hídricos.

Este trabalho objetivou caracterizar a qualidade de corpos hídricos a partir da análise de parâmetros físico-químicos e biológico, além da presença de contaminantes emergentes, mais especificamente, a presença de fármacos. Essas análises foram realizadas em três pontos do rio Ipojuca, no trecho da cidade de Caruaru, e em dois pontos do rio Capibaribe, no trecho da cidade de Toritama. A presença de contaminantes emergentes também foi avaliada em uma estação de tratamento de esgoto localizada no trecho do rio Ipojuca, em Caruaru.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar a qualidade da água em trechos dos rios Ipojuca e Capibaribe, localizados no semiárido pernambucano, através de parâmetros físico-químicos e biológicos. Avaliar a presença de compostos farmacêuticos nas águas superficiais desses rios e os fatores ambientais intervenientes. Também foi avaliada a presença de fármacos em uma ETE que possui o rio Ipojuca como corpo receptor.

2.2 Objetivos específicos

- Comparar os resultados de qualidade da água obtidos com os valores estipulados pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para as referidas classes dos corpos hídricos analisados;
- Avaliar a qualidade da água de um trecho do rio Ipojuca e Capibaribe quanto aos índices de qualidade da água (IQA) e estado trófico (IET) e quanto ao atendimento à legislação ambiental pertinente;
- Avaliar a influência sazonal na qualidade da água;
- Analisar a ocorrência de compostos farmacêuticos: diclofenaco, dipirona, ibuprofeno e paracetamol, nas águas superficiais dos rios Ipojuca e Capibaribe, e em uma ETE, localizada no trecho do rio Ipojuca analisado;
- Avaliar a relação entre os parâmetros de qualidade e os fármacos por meio da análise dos componentes principais (ACP).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Contaminantes emergentes

A presença de contaminantes emergentes nos recursos hídricos tem despertado o interesse da comunidade científica nos últimos anos com relação à identificação, fontes, destino e efeitos no meio ambiente, além da investigação do potencial toxicológico, gerenciamento de risco e priorização de programas de monitoramento desses contaminantes (NÖDLER *et al.*, 2011; HARTMANN *et al.*, 2018).

Os poluentes emergentes são substâncias naturais ou sintéticas que têm sido detectadas no meio ambiente e que não são comumente monitoradas, com efeitos ecotoxicológicos e destino ambiental pouco compreendidos (GEISSEN *et al.*, 2015; ARISTI *et al.*, 2016; RODRIGUEZ-NARVAEZ *et al.*, 2017).

Diversas substâncias são classificadas como contaminantes emergentes tais como: fármacos, produtos de cuidado pessoal (ex: protetores solares, cosméticos), hormônios, drogas ilícitas, nanomateriais, sucralose e adoçantes superficiais, pesticidas, retardantes de chama bromado, siloxanos, dioxinas, subprodutos provenientes de processos de desinfecção de água, microplásticos, toxinas de algas entre outros (RICHARDSON; KIMURA, 2017).

A presença de fármacos e produtos de cuidado pessoal (PPCPs - *Pharmaceuticals and Personal Care Products*) em ambientes aquáticos tem sido considerada como uma das preocupações ambientais de maior urgência (DAI, *et al.*, 2015). Os fármacos tem sido alvo de estudos nas ciências ambientais, principalmente devido ao potencial de causarem efeitos indesejáveis na saúde humana e no meio ambiente, tais como desregulação endócrina, alteração comportamental e resistência a antibióticos (GAFFNEY *et al.*, 2015; BATT *et al.*, 2017; MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017).

Os poluentes emergentes são consumidos em grandes quantidades diariamente. A principal característica desse grupo de contaminantes é que eles não precisam ser persistentes no ambiente para causar impactos negativos, a remoção ou transformação desses contaminantes é compensada pela introdução contínua dos mesmos no meio ambiente. Devido à presença de poluentes emergentes nos recursos hídricos e conseqüentemente na água potável, eles podem atuar como desreguladores endócrinos de organismos humanos e aquáticos (QUESADA *et al.*, 2019). Além disso, deve-se levar em consideração que os micropoluentes não são

encontrados nos recursos hídricos individualmente, portanto, essa mistura pode causar efeitos sinérgicos, dificultando sua detecção, quantificação e remoção (LUO *et al.*, 2014; QUESADA *et al.*, 2019).

Devido ao crescimento da população e da economia, o aumento na produção e no uso de componentes químicos, a redução da vazão de rios por longos períodos em virtude das alterações climáticas e ao aprimoramento de técnicas analíticas, o número de componentes químicos detectados em ambientes aquáticos tem aumentado consideravelmente (BAKEN *et al.*, 2018). De acordo com Silva e Collins (2011), as técnicas mais empregadas para determinação de compostos orgânicos em concentrações muito baixas são a cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE; em inglês: *high performance liquid chromatography*, HPLC), e a cromatografia gasosa (CG). Entretanto, devido ao seu alto nível de confiança, a CLAE é uma das mais conhecidas técnicas de separação utilizada (CUNHA *et al.*, 2015). Há casos em que a emissão de contaminantes no meio ambiente tem ocorrido provavelmente por longo período de tempo, porém esses contaminantes não foram reconhecidos até o desenvolvimento de novos métodos de detecção (GEISSEN *et al.*, 2015).

Os contaminantes emergentes têm sido detectados no ambiente em concentrações muito baixas, na faixa de ng/L - µg/L (RICHARDSON; KIMURA, 2017; RODRIGUEZ-NARVAEZ *et al.*, 2017; RIVA *et al.*, 2018). Com relação aos poluentes emergentes nos recursos hídricos, muitos estudos constataram a presença desses contaminantes em águas superficiais (AUKIDY *et al.*, 2012; CORNWELL *et al.*, 2015; LUQUE-ESPINAR *et al.*, 2015; LOPES *et al.*, 2016; BRUMOVSKÝ *et al.*, 2017; BAI *et al.*, 2018; BLUM *et al.*, 2018; CASTIGLIONI *et al.*, 2018; KUNG *et al.*, 2018; RIMAYI *et al.*, 2018; SUN *et al.*, 2018; SPOSITO *et al.*, 2018; SHARMA *et al.*, 2019; WILLIAMS *et al.*, 2019). Há também estudos que analisaram a presença desses contaminantes em estações de tratamento de águas residuais (AUKIDY *et al.*, 2012; ROBERTS *et al.*, 2016; KAPELEWSKA *et al.*, 2018).

Os contaminantes emergentes também têm sido detectados em águas subterrâneas em alguns locais do mundo como: África (SORENSEN *et al.*, 2015), Espanha (LÓPEZ-SERNA *et al.*, 2013), Estados Unidos (FRAM; BELITZ, 2011), Índia (SHARMA *et al.*, 2019), Inglaterra e França (LAPWORTH *et al.*, 2015), e Suécia (GAO *et al.*, 2019). A presença desses contaminantes em água potável também tem sido relatada em alguns países como: Estados Unidos (GLASSMEYER *et al.*, 2017), Itália (RIVA *et al.*, 2018) e Portugal (GAFFNEY *et al.*, 2015), devido ao fato de que os

tratamentos convencionais de água potável, como o tratamento com carvão ativado, floculação e desinfecção, não são projetados especificamente para remover esses micropoluentes (BLUM *et al.*, 2018; RIVA *et al.*, 2018).

3.1.1 Fármacos

Os fármacos incluem todas as drogas, de uso humano e veterinário, consumidas com ou sem a indicação médica. Nas últimas décadas houve um aumento significativo no consumo de fármacos mundialmente, inclusive no Brasil. Entre os medicamentos mais vendidos estão os analgésicos e antitérmicos e aqueles de uso contínuo como os reguladores lipídicos, anticoncepcionais e antidepressivos. O mercado farmacêutico tem se expandido mundialmente, tanto em quantidade quanto em variedade de novos princípios ativos (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017).

O Quadro 1 apresenta as principais classes de produtos farmacêuticos, considerados poluentes orgânicos emergentes.

Quadro 1 - Principais classes de produtos farmacêuticos.

Produtos farmacêuticos	Exemplos
Antibióticos (uso humano ou veterinário)	clorotetraciclina, eritromicina, sulfametoxazol, lincomicina, trimetoprim
Analgésicos e anti-inflamatórios	ácido acetilsalicílico, diclofenaco, paracetamol, cetoprofeno, acetoaminofeno, ibuprofeno
Drogas de uso psiquiátrico	diazepam, fluoxetina, carbamazepina, paroxetina
Reguladores lipídicos e seus metabólitos	benzafibrato, ácido clofíbrico, ácido fenofíbrico
β -Bloqueadores	atenolol, propranolol, metoprolol, betaxolol
Meio de contrastes de raio-X	iopamidol, diatrizoato, iopromida, lomeprol
Contraceptivos	etinilestradiol, desogestrel, mestranol

Fonte: Silva e Collins (2011).

O avanço da ciência e os estudos de novos tratamentos na área da saúde trazem inúmeros benefícios para a população, aumentando consideravelmente a quantidade de medicamentos disponíveis para comercialização e consumo. A automedicação aliada à fácil aquisição de produtos farmacêuticos, pode resultar no acúmulo de medicamentos e no descarte inadequado dessas substâncias. O descarte inadequado

de resíduos farmacêuticos, especialmente no lixo comum ou na rede de esgoto, pode vir a contaminar o solo, as águas superficiais e subterrâneas. Além disso, as substâncias químicas presentes nos fármacos, podem transformar-se em outras substâncias tóxicas, através das condições adversas de umidade, luz e temperatura, afetando o equilíbrio do meio ambiente (PINTO *et al.*, 2014).

A Anvisa, através do Anuário Estatístico do Mercado Farmacêutico, apresentou um ranking com os princípios ativos e associações de princípios ativos com maiores quantidades de apresentações comercializadas no ano de 2018. Entre os anti-inflamatórios mais vendidos, o fármaco dipirona está em quarto lugar como princípio ativo mais comercializado (entre 100 e 150 milhões de unidades comercializadas em 2018) no Brasil. O ibuprofeno ocupou a sexta posição no ranking (entre 50 e 100 milhões de unidades comercializadas em 2018), enquanto que o paracetamol e o diclofenaco ocuparam a décima quarta e décima quinta posição, respectivamente, entre 25 e 50 milhões de unidades comercializadas em 2018.

3.1.2 Anti-inflamatórios não esteroides (AINEs)

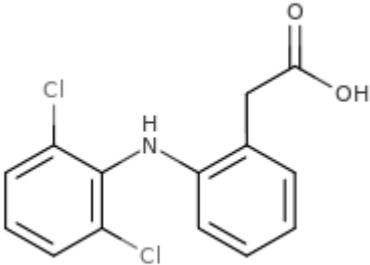
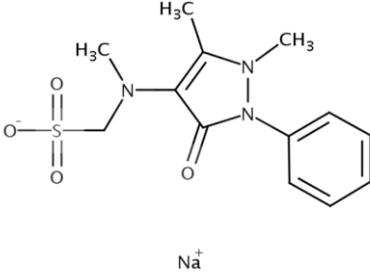
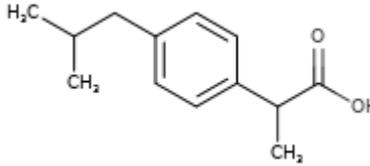
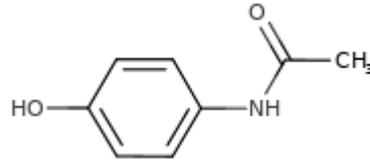
Os anti-inflamatórios não esteroides (AINEs) são uma categoria de medicação analgésica que reduz dor, febre e inflamação. Suas três principais ações terapêuticas podem ser descritas como anti-inflamatórias, analgésicas ou antipiréticas (KOUMAKI; MAMAI; NOUTSOPOULOS, 2017; MLUNGUZA *et al.*, 2019).

Com os recentes avanços em técnicas e instrumentos analíticos foi possível detectar níveis e vestígios de vários AINEs no meio ambiente, incluindo águas superficiais, subterrâneas, águas residuais, água potável, sedimentos, solo e inclusive em alguns organismos (WANG *et al.*, 2017).

O perfil de poluição de produtos farmacêuticos em amostras ambientais pode variar significativamente entre diferentes países, devido ao fato de que sua ocorrência é altamente dependente das doenças locais, perfis de mercado e hábitos de tratamento. Os AINEs têm sido relatados mundialmente como um dos grupos mais dominantes e frequentemente detectados, em comparação com outros produtos farmacêuticos presentes no meio ambiente. Especialmente em sistemas aquáticos, os AINEs foram amplamente distribuídos devido à hidrofília e estabilidade de suas moléculas (HE *et al.*, 2017).

Os fármacos monitorados neste trabalho são o diclofenaco (DIC), dipirona (DIP), ibuprofeno (IBU) e paracetamol (PAR). As estruturas moleculares de cada um desses fármacos constam na Tabela 1.

Tabela 1 - Estrutura química dos fármacos monitorados.

	Estrutura	Fórmula	Massa Molar (g.mol⁻¹)
DC		$C_{14}H_{11}Cl_2NO_2$	296,147
DP		$C_{13}H_{16}N_3NaO_4S$	333,338
IBU		$C_{13}H_{18}O_2$	206,28
PAR		$C_8H_9NO_2$	151,163

DC: Diclofenaco; DP: Dipirona; IBU: Ibuprofeno; PAR: Paracetamol.
Fonte: HSDB (2019); PUBCHEM (2019).

Os medicamentos anti-inflamatórios não-esteroides, como o ibuprofeno, o paracetamol (acetaminofeno), o naproxeno e o diclofenaco, são comumente usados e de acesso relativamente fácil (WILKINSON *et al.*, 2017).

Segundo um levantamento bibliográfico realizado por Wang *et al.* (2017), por estudos publicados em 29 países nas regiões da América, Ásia, Europa, Oceania e África, o ibuprofeno, diclofenaco e paracetamol estão frequentemente entre os mais estudados anti-inflamatórios não esteroides. Ainda segundo o trabalho realizado por Wang *et al.* (2017), o ibuprofeno foi o AINE mais estudado, sendo o alto consumo desse fármaco evidenciado pela ocorrência e detecção do mesmo nos compartimentos ambientais. O segundo AINE mais estudado foi o diclofenaco, que tem sido usado para fins de saúde humana desde a década de 1970 e na pecuária como um medicamento veterinário para múltiplos propósitos em vários países.

De acordo com o trabalho de He *et al.* (2017), entre todos os AINEs detectáveis no meio ambiente, o diclofenaco e o ibuprofeno frequentemente apresentaram as maiores taxas de concentração e detecção.

O paracetamol, também chamado de acetaminofeno, é um dos medicamentos mais amplamente utilizado para o tratamento de dores de menor grau e tratamento da febre (MONTASERI; FORBES, 2018). É considerado o medicamento analgésico/antipirético mais popular, seguro e eficaz, vendido em todo o mundo nos últimos anos (WANG *et al.*, 2017).

A dipirona (dipirona sódica) é um potente fármaco analgésico e antipirético. A sua popularidade deve-se ao baixo custo de produção e ao fato de poder ser vendido sem receita em muitos países. No entanto, a dipirona tem sido associada a causar agranulocitose caracterizada pela falta de uma das principais classes de glóbulos brancos que combatem infecções no corpo humano. Embora o risco da ingestão de dipirona seja pequeno, foi banido primeiro na Suécia e nos Estados Unidos e depois em outros 30 países (SZABÓ *et al.*, 2013).

De acordo com Mlunguza *et al.* (2019), os AINEs podem ser comprados sem receita médica, portanto, toneladas desses fármacos são usados gradualmente e consumidos diariamente devido ao aumento do número da população em geral e, além disso, à invenção de novos fármacos com melhor eficácia terapêutica. No Brasil, os AINEs são facilmente encontrados em farmácias. Inclusive naproxeno, ibuprofeno e cetoprofeno constam da lista de Medicamentos Isentos de Prescrição (MIP) de 2016 (ANVISA, 2016).

Os AINEs são drogas seguras se administradas por orientação médica. Entretanto, é a classe de drogas mais auto-prescrita pela população, sendo este um

dos motivos desse tipo de droga ser facilmente encontrada em rios e estações de tratamentos de efluentes de indústrias farmacêuticas (NAPOLEÃO, 2015).

Além disso, as descobertas de novos AINEs, a expansão da população e a inversão da estrutura etária na população em geral, bem como a disponibilidade de genéricos mais baratos após a expiração de patente, levam ao aumento consistente do uso e consumo de AINEs. Em consequência disso, as quantidades prescritas e consumidas, juntamente com a eliminação incompleta no corpo e o tratamento convencional de águas residuais, sugerem que os riscos ambientais dos AINEs como resíduos farmacêuticos são inevitáveis (HE *et al.*, 2017).

3.2 Fonte de compostos farmacêuticos nos recursos hídricos

Os contaminantes emergentes são inseridos no ambiente através de fontes pontuais e difusas (GEISSEN *et al.*, 2015), e adentram continuamente nos recursos hídricos devido aos seus amplos usos (RAGHAV *et al.*, 2013; CASTIGLIONI *et al.*, 2018).

Fármacos e outros contaminantes emergentes são introduzidos no ambiente aquático, principalmente através de efluentes com e sem tratamento (DU *et al.*, 2014; MANDARIC *et al.*, 2018), pois estações de tratamento de esgoto (ETE) são em geral incapazes de remover efetivamente as formas inalteradas ou metabolizadas de compostos farmacêuticos (PhCs - *pharmaceutical compounds*) das águas residuais (AUKIDY *et al.*, 2012; RAGHAV *et al.*, 2013; ROBERTS *et al.*, 2016).

Uma importante fonte da introdução de fármacos nos recursos hídricos é através do metabolismo humano. Esses compostos são apenas parcialmente metabolizados pelo corpo humano e, portanto, entram no ciclo da água como compostos parentais (inalterados), que são excretados em grande parte através da urina (geralmente 55-80% do total, com poucas exceções) e parcialmente nas fezes, ou como uma mistura de metabólitos e/ou compostos conjugados (AUKIDY *et al.*, 2012).

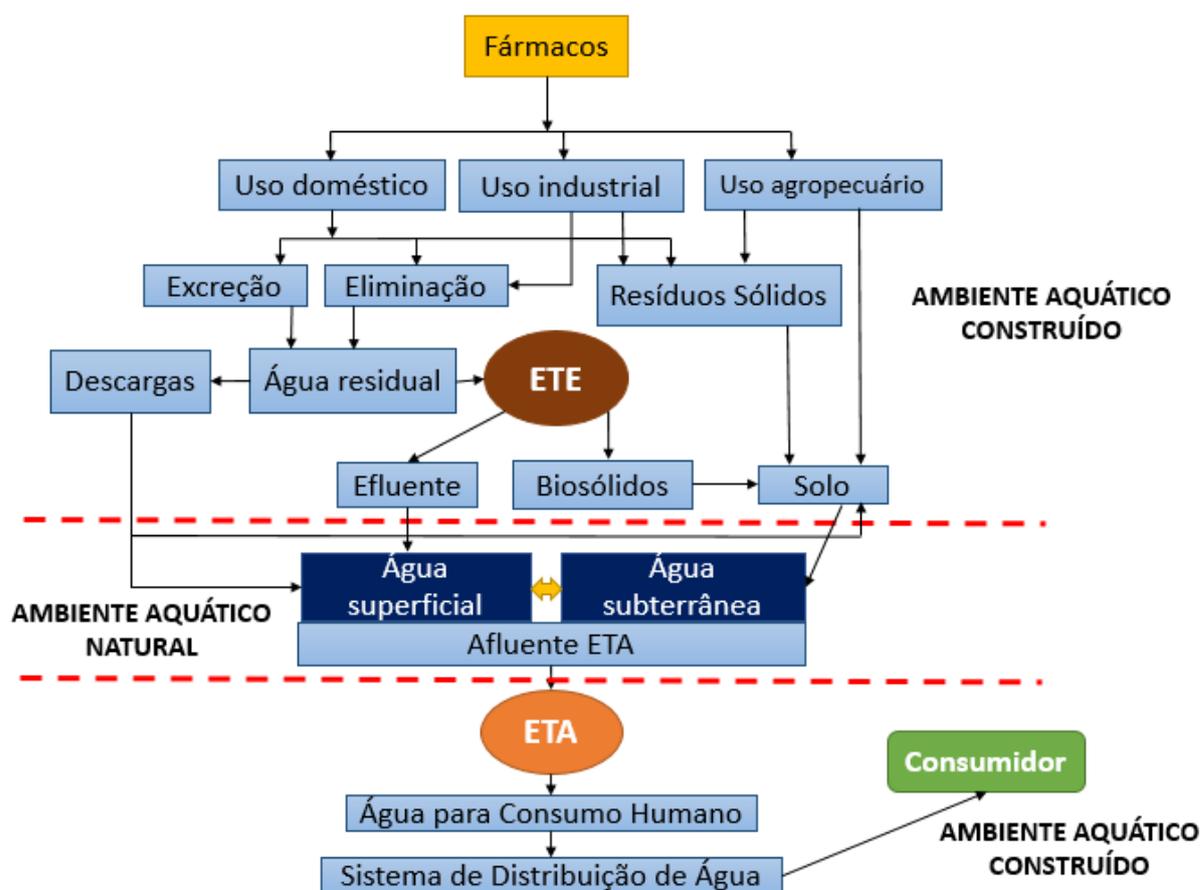
Os fármacos são projetados especificamente para alterar processos bioquímicos e fisiológicos e têm propriedades que lhes permitem passar membranas e persistir no corpo humano. Porém, essas mesmas qualidades geram preocupação sobre o potencial de compostos farmacêuticamente ativos em bioacumular e induzir efeitos em espécies aquáticas não visadas (ROBERTS *et al.*, 2016).

Os produtos farmacêuticos utilizados na medicina veterinária também representam uma fonte direta de contaminação dos recursos hídricos, pois compostos

farmacêuticos são excretados pelos animais, através de urina e fezes, no solo ou nas águas superficiais, sem nenhum tratamento prévio (CARDOSO; PORCHER; SANCHEZ, 2014).

De acordo com Gaffney *et al.* (2015), as aplicações humanas e veterinárias são as principais fontes de fármacos no ambiente devido ao metabolismo de excreção, descarte inadequado ou uso industrial e além disso é importante levar em consideração que todo esgoto municipal, independentemente de localização conterá produtos farmacêuticos e que cada área geográfica será diferente apenas em relação aos tipos, quantidades e abundâncias relativas dos compostos farmacêuticos. Algumas fontes de introdução de fármacos no meio ambiente são mostradas na Figura 1.

Figura 1 - Vias de introdução de fármacos no ciclo urbano da água.



Fonte: adaptada de Gaffney *et al.* (2016).

Com os avanços na indústria química, espera-se que a variedade de compostos lançados no ambiente, potencialmente nocivos para os seres humanos e para o ecossistema a longo prazo, cresça significativamente ao longo dos anos

(RODRIGUEZ-NARVAEZ *et al.*, 2017). Como os meios hídricos são grandes receptores de efluentes domésticos, industriais e agropecuários, são, portanto, o principal veículo de dispersão ambiental dos poluentes químicos (GAFFNEY *et al.*, 2014).

O monitoramento da qualidade ambiental dos recursos hídricos deve fornecer o suporte para a proteção do meio ambiente contra os efeitos adversos da contaminação por componentes químicos provenientes de fontes pontuais e difusas. Embora os atuais esforços de regulamentação se concentrem no monitoramento e na avaliação de alguns contaminantes, muitos outros produtos químicos antropogênicos podem ser detectados simultaneamente no ambiente aquático (ALTENBURGUER *et al.*, 2015).

As investigações sobre a qualidade da água geralmente se concentram em nutrientes, poluentes microbianos, metais pesados e poluentes prioritários, desconsiderando outros tantos contaminantes orgânicos que afetam significativamente a qualidade da água (RODRIGUEZ-NARVAEZ *et al.*, 2017). Muitas pesquisas, em bacias hidrográficas ou em escala nacional, sobre a qualidade da água estão disponíveis, levando em consideração diferentes parâmetros de qualidade, sendo comum a não inclusão dos poluentes emergentes. Um monitoramento harmonizado dos recursos hídricos ainda não foi alcançado com relação a muitos contaminantes emergentes na maioria dos países do mundo (GEISSEN *et al.*, 2015).

A utilização de regulamentações e medidas de gestão com relação ao uso e às emissões de contaminantes emergentes no meio ambiente, além da sua ocorrência no meio, são fundamentais para uma gestão eficiente dos recursos hídricos (GEISSEN *et al.*, 2015).

3.2.1 Ocorrência de PhCs em ambientes aquáticos

Os produtos farmacêuticos têm recebido crescente atenção nas últimas décadas como poluentes emergentes, devido à constante liberação no meio ambiente, possíveis ameaças ao meio aquático e efeitos adversos nos organismos aquáticos e na saúde humana (WILKINSON *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2019). Países como: Austrália (ROBERTS *et al.*, 2016), China (DAI *et al.*, 2015; SUN *et al.*, 2018); Espanha (VALCÁRCEL *et al.*, 2011; MANDARIC *et al.*, 2018), Estados Unidos (KOLPIN *et al.*, 2004), Malásia (PRAVEENA *et al.*, 2018), Portugal (GONZALEZ-REY *et al.*, 2015) e

Tailândia (TEWARI *et al.*, 2013) detectaram a presença de fármacos em recursos hídricos.

A presença de PhCs em rios tem sido alvo de vários estudos, visando a determinação dos níveis de contaminação por esses poluentes em diferentes rios do mundo (MUTIYAR; GUPTA; MITTAL, 2018). Na Tabela 2 encontram-se as concentrações máximas e mínimas de AINEs analisados nesse trabalho, encontrados em águas superficiais de rios de alguns países.

Tabela 2 - Concentração de diclofenaco, ibuprofeno e paracetamol em rios de alguns países.

Fármaco	Concentração mín - máx (ng/L)	Local	Referência
Diclofenaco	n.d. - 220	Brasil	Lopes <i>et al.</i> (2016)
	0,6 - 356	China	Liu <i>et al.</i> (2015)
	n.d. - 9,2		Lin <i>et al.</i> (2018)
	0,7 - 156	Espanha	Fernandéz <i>et al.</i> (2010)
	5,9 - 380	Inglaterra	White <i>et al.</i> (2019)
	n.d. - 15,49	Malásia	Praveena <i>et al.</i> (2018)
	258 - 1398	México	Rivera-Jaimes <i>et al.</i> (2018)
	n.d. - 38	Portugal	Paíga <i>et al.</i> (2016)
	25,13 - 51,24		Pereira <i>et al.</i> (2017)
4 - 31	Gonzalez-Rey <i>et al.</i> (2015)		
Ibuprofeno	n.d. - 86	China	Liu <i>et al.</i> (2015)
	n.d. - 320		Lin <i>et al.</i> (2018)
	6,3 - 2784	Espanha	Fernandéz <i>et al.</i> (2010)
	30 - 450	Inglaterra	White <i>et al.</i> (2019)
	184 - 896	México	Rivera-Jaimes <i>et al.</i> (2018)
	< L.D. - 1317	Portugal	Paíga <i>et al.</i> (2016)
	n.d.		Pereira <i>et al.</i> (2017)
	9 - 28		Gonzalez-Rey <i>et al.</i> (2015)
Paracetamol	n.d. - 140	Brasil	Lopes <i>et al.</i> (2016)
	n.d. - 16	China	Lin <i>et al.</i> (2018)
	0,1 - 43,3	Espanha	Fernandéz <i>et al.</i> (2010)
	8,2 - 1200	Inglaterra	White <i>et al.</i> (2019)
	354 - 4460	México	Rivera-Jaimes <i>et al.</i> (2018)
	n.d. - 527	Portugal	Paíga <i>et al.</i> (2016)
	< L.D. - 69,15		Pereira <i>et al.</i> (2017)
	19 - 88		Gonzalez-Rey <i>et al.</i> (2015)

No Brasil, Thomas *et al.* (2014) detectaram diclofenaco em córregos urbanos de Manaus numa concentração variando entre 63 – 785 ng.L⁻¹. Montagner e Jardim

(2011), detectaram acetaminofeno (paracetamol) no rio Atibaia, em São Paulo, numa concentração variando entre 280 – 13.440 ng.L⁻¹. Campanha *et al.* (2014) detectaram no rio Monjolinho, em São Paulo, alguns fármacos, dentre eles: paracetamol (30,421 ng.L⁻¹), ibuprofeno (743,9 ng.L⁻¹) e diclofenaco (385,6 ng.L⁻¹).

Poucos estudos publicaram a presença de dipirona em estações de tratamento de esgoto e águas superficiais devido à sua rápida degradação (GOMEZ-CANELA *et al.*, 2019). Após a ingestão oral, a dipirona é espontaneamente hidrolisada em seu metabólito principal, 4-metilaminoantipirina (4-MAA) e posteriormente em outras formas metabolizadas compostos por reações enzimáticas: 4-aminoantipirina (4-AA), 4-acetilaminoantipirina (4-AAA) e 4-formilaminoantipirina (4-FAA) (SZABÓ *et al.*, 2013).

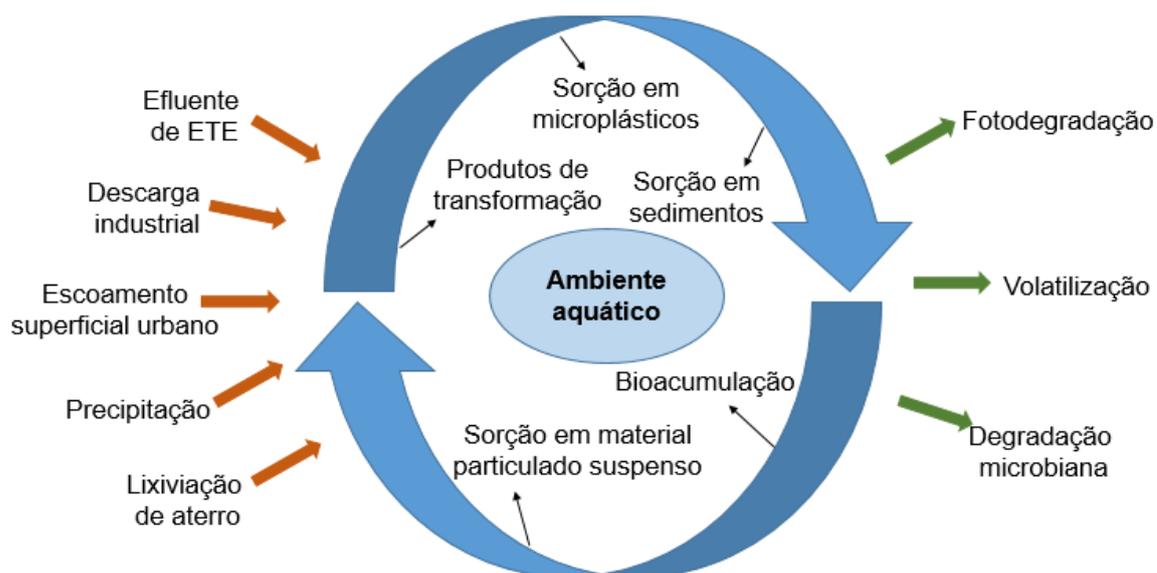
A presença e a concentração de fármacos em águas superficiais variam de acordo com a localização e consumo da população (QUESADA *et al.*, 2019). Além disso, a concentração de produtos farmacêuticos no ambiente aquático pode ser influenciada por outros fatores, como a vazão do corpo receptor, que determinará seu fator de diluição; partição em sedimentos e material particulado; biodegradação; fotodegradação; outras reações de transformação; e captação por biota (PAÍGA *et al.*, 2016).

3.3 Destino dos contaminantes emergentes em ambiente aquático

Os contaminantes em águas superficiais podem ser diluídos, transportados, volatilizados e adsorvidos em sólidos suspensos e sedimentos, e transformados através de processos como biodegradação, fotólise e hidrólise. Embora o destino dos contaminantes emergentes esteja sendo investigado, existem poucas avaliações abrangentes em que a persistência, a mobilidade e a bioacumulação de uma variedade de contaminantes são discutidas em um único contexto (BLUM *et al.*, 2018).

Segundo Wilkinson *et al.* (2017), muitos produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais apresentam estruturas químicas complexas, muitas vezes combinadas. Após deixarem seus locais de fabricação, as rotas de exposição ambiental desses produtos tornam-se mais complexas, menos compreendidas e diferem entre ambientes urbanos e rurais. A Figura 2 esquematiza o destino e a fonte de contaminantes emergentes no ambiente aquático.

Figura 2 - Fontes e destino de PPCPs e outros CE's no ambiente aquático.



Fonte: Adaptada de Wilkinson *et al.* (2017).

Contaminantes emergentes provenientes de estações de tratamento de águas residuais urbanas ou industriais, são descarregados diretamente em rios, sendo o seu destino ambiental um motivo de preocupação (degradação, sorção no sedimento, transporte na fase aquosa). Em águas superficiais e subterrâneas impactadas por efluentes, os contaminantes emergentes podem sofrer significativa biodegradação e transformação. A biodegradação depende da presença de uma comunidade de organismos capazes de transformar os contaminantes através de redes metabólicas e da biodisponibilidade de contaminantes, especialmente em sedimentos e no solo. A biodegradação natural pode variar significativamente entre os compostos e não foi estudada especificamente para muitos poluentes emergentes como hormônios, detergentes e produtos farmacêuticos (GEISSEN *et al.*, 2015).

Um fator preocupante no que diz respeito à presença dos contaminantes emergentes no meio ambiente é o fato de que eles não aparecem individualmente, mas como uma mistura complexa, atuando de maneira conjunta, podendo ocasionar efeitos indesejados. A existência de um grande número de contaminantes potencialmente tóxicos no ambiente sustenta a necessidade de entender melhor sua ocorrência, destino e impacto ecológico (PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015).

O uso global de PPCPs, juntamente com a crescente introdução de novos fármacos no mercado, está contribuindo substancialmente para a presença desses produtos químicos e seus metabólitos ativos em ambiente aquático (EBELE;

ABDALLAH; HARRAD, 2017). Devido à remoção incompleta (em ETEs) e descarga contínua no meio ambiente, os PPCPs se acumulam constantemente e foram considerados pseudo-persistentes no ambiente, e, portanto, também possivelmente resultando na pseudo-persistência dos metabólitos e outros produtos provenientes das possíveis combinações dos componentes presentes no meio (YIN *et al.*, 2017).

A combinação exata de componentes em ambiente aquático varia de acordo com a localização geográfica e as concentrações são mais altas em águas subterrâneas e superficiais que em água potável (WILKINSON *et al.*, 2017).

3.4 Efeitos nos seres vivos

A exposição permanente aos contaminantes emergentes, que ocorrem em concentrações extremamente baixas, principalmente em matrizes aquáticas, torna ainda mais complexa a análise de avaliação de risco, seja considerando a preservação da vida aquática, dessedentação de animais, recreação ou a saúde humana (MONTANGNER *et al.*, 2017).

De acordo com Blum *et al.* (2018), a existência de contaminantes emergentes, como os fármacos, em pequena quantidade não é efetivamente prejudicial ao meio ambiente e à saúde humana, entretanto, a exposição a longo prazo à baixas doses desses contaminantes provoca efeitos tóxicos crônicos.

Há poucos estudos sobre os efeitos a longo prazo dos contaminantes emergentes em concentrações ambientalmente relevantes, ou sobre os efeitos de misturas de contaminantes emergentes e outros estressores, como nutrientes ou intermitência de fluxo (BLUM *et al.*, 2018).

Atualmente, insumos farmacêuticos ativos (APIs - *Active Pharmaceutical Ingredients*) e os produtos resultantes da biotransformação desses, grande parte não estudados, estão bioacumulando e causando consequências significativas para o ecossistema. Embora esses compostos adentrem no meio ambiente há muitos anos, as investigações sobre seus efeitos adversos em organismos aquáticos começaram apenas recentemente (GOGOI *et al.*, 2018).

De acordo com Gaffney *et al.* (2014), a presença de resíduos de fármacos no meio ambiente pode apresentar efeitos adversos em organismos aquáticos e terrestres. O efeito resultante da presença desses resíduos pode ocorrer em qualquer nível biológico, tais como célula, órgão, organismo, população e ecossistema.

A exposição crônica à concentrações baixas de certas classes de fármacos existentes no meio ambiente, como os antineoplásicos, hormônios, antidepressores, antibióticos, analgésicos, anti-inflamatórios, antipiréticos e reguladores lipídicos, podem originar efeitos muito adversos na saúde humana, tais como: lesão celular, desregulação endócrina, infertilidade, alteração comportamental, resistência aos antibióticos e alteração da pressão arterial, entre outros (GAFFNEY *et al.*, 2014).

O paracetamol (acetaminofeno), apesar de ser detectado em níveis baixos de concentração (ng.L^{-1} a $\mu\text{g.L}^{-1}$) no ambiente, alguns efeitos prejudiciais relacionados a esse fármaco foram registrados nesses níveis, incluindo danos agudos e crônicos a organismos aquáticos e inibição da proliferação celular em células humanas. Esse contaminante não precisa ser persistente no ambiente, pois a introdução contínua no meio ambiente e altas taxas de transformação podem causar efeitos prejudiciais a longo prazo (MONTASERI; FORBES, 2018).

Devido aos possíveis efeitos adversos, torna-se fundamental o estudo da ocorrência destes compostos emergentes no meio ambiente, como também, estudos de avaliação do risco de exposição.

Além da necessidade de um sistema de esgotamento sanitário eficiente, é notável a necessidade do conhecimento a respeito da presença, o comportamento, tempo de permanência, destino e efeitos isolados e sinérgicos de contaminantes emergentes no ambiente, especialmente os compostos farmacologicamente ativos (PhCs - *pharmaceutical active compounds*), uma vez que estes resíduos são provenientes de produtos essenciais à vida e de elevado consumo, especialmente no Brasil, que se encontra entre os maiores consumidores de medicamentos do mundo (COLAÇO; PERALTA-ZAMORA; GOMES, 2014).

3.5 Remoção de fármacos em estações de tratamento de esgoto

ETEs são projetadas visando a remoção de compostos como carbono, nitrogênio e fósforo e organismos microbiológicos, facilmente ou moderadamente biodegradáveis e que chegam regularmente às ETEs, que não estão equipadas para lidar com compostos complexos em baixas concentrações, como produtos farmacêuticos. Como os compostos farmacologicamente ativos não são removidos no processo de tratamento convencional aplicado às águas residuais urbanas, eles são continuamente descarregados nos ecossistemas aquáticos (GRACIA-LOR *et al.*, 2012; RIVERA-UTRILLA *et al.*, 2013; COUTO; LANGE; AMARAL, 2019).

Algumas tecnologias disponíveis para a efetiva remoção de fármacos em ETE incluem: processos oxidativos avançados, ozonização, reatores com lâmpadas ultravioleta, processos de adsorção em carvão ativado. Entretanto, esses processos demandam altos custos de investimento e apresentam operação mais onerosa e/ou sofisticada quando comparados aos sistemas biológicos de tratamento. Visto que a maior parte das estações de tratamento de esgoto não empregam tais tecnologias, é importante avaliar a remoção de fármacos em sistemas de tratamento de esgoto convencionais (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013).

Em geral, as ETEs são constituídas por um sistema primário, com tratamento físico-químico, seguido por um sistema secundário, que consiste em um tratamento biológico. Esses tratamentos convencionais tem uma capacidade limitada em remover PhCs do esgoto sanitário (RIVERA-UTRILLA *et al.*, 2013). No Brasil, o sistema de saneamento básico aplica predominantemente o tratamento convencional para o esgoto e água. Nas ETE convencionais, as principais etapas de remoção de contaminantes envolvem a eliminação de sólidos grosseiros; a adsorção em sólidos suspensos, sedimentação ou coagulação; biodegradação aeróbica, por meio de lodo ativado ou filtro biológico, e/ou biodegradação anaeróbica, por meio de reator anaeróbio de fluxo ascendente, RAFA (ou UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*); degradação química por processos de hidrólise ou nitrificação e, por fim, a desinfecção (MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017). Porém, algumas substâncias não são efetivamente removidas do esgoto após o tratamento, devido a suas propriedades físico-químicas (como solubilidade, por exemplo), sendo, portanto, detectadas no efluente final (LUO *et al.*, 2014; MONTAGNER; VIDAL; ACAYABA, 2017). Com relação aos produtos farmacêuticos, a variabilidade na eficiência de remoção desses em uma ETE é altamente afetada pela afinidade do composto em permanecer na fase aquosa do efluente tratado (natureza hidrofílica) ou ser adsorvido no lodo (natureza hidrofóbica) (GRACIA-LOR *et al.*, 2012).

Em uma ETE convencional, o tratamento primário (sedimentação), apresenta uma capacidade limitada na remoção de PhCs. Portanto, a remoção desses compostos é geralmente devido ao tratamento secundário, que envolve o processo biológico. A remoção de PhCs nos processos biológicos pode ocorrer através de partição, adsorção, biotransformação e biodegradação (SANTOS *et al.*, 2013; COUTO; LANGE; AMARAL, 2019). Segundo Martín *et al.* (2012), os principais responsáveis pela remoção de compostos farmacêuticos são os processos de

biodegradação e sorção no lodo. A sorção no lodo depende das propriedades físicas e químicas dos compostos e das características do lodo de esgoto.

Vários fatores estão relacionados à eficiência de remoção de fármacos em ETEs. Os níveis de compostos farmacêuticos dependem da composição das águas residuais (urbanas, industriais, hospitalares, etc.), que por sua vez depende da localização, hábitos populares e padrões de consumo dos fármacos (COUTO; LANGE; AMARAL, 2019). As propriedades físico-químicas e estabilidade dos produtos farmacêuticos juntamente com as condições operacionais da ETE (biomassa, concentração, tempo de retenção de lodo (TRL), tempo de retenção hidráulica (TRH), pH, temperatura, tipo de tratamento empregado), também são fatores determinantes na remoção dos fármacos (GRACIA-LOR *et al.*, 2012; AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013; SANTOS *et al.*, 2013). Além disso, condições climáticas, como temperatura e intensidade da luz solar, e as estações do ano também são determinantes para a remoção de produtos farmacêuticos em ETEs (GRACIA-LOR *et al.*, 2012; COUTO; LANGE; AMARAL, 2019). Assim, pode-se afirmar que a biodegradabilidade é governada pela soma de vários fatores associados à complexidade e estabilidade dos compostos, bem como à maneira pela qual o meio interage com o composto (COUTO; LANGE; AMARAL, 2019).

Durante o tratamento biológico em ETEs, a remoção de compostos farmacêuticos também está relacionada à sorção de sólidos em suspensão. A adsorção é o principal mecanismo na remoção de micropoluentes durante o tratamento primário e geralmente está de acordo com sua hidrofobicidade (COUTO; LANGE; AMARAL, 2019).

Atualmente, a qualidade de um efluente de ETE é de interesse para a indústria farmacêutica, que deve buscar as melhores avaliações de risco e potencial poluidor dos compostos; também é importante para os órgãos reguladores, auxiliando em uma melhor fiscalização e adoção de limites aceitáveis e não prejudiciais ao meio ambiente e à saúde humana; além disso, a indústria da água também se beneficia da qualidade de um efluente de ETE, com relação aos riscos associados ao lançamento de efluentes em ambiente aquático (COMBER *et al.*, 2019).

Na literatura, a eficiência de remoção é geralmente calculada como a porcentagem de redução entre a concentração da fase aquosa dissolvida do contaminante no esgoto bruto (C_{EB}) e a concentração da fase aquosa dissolvida do contaminante no esgoto tratado (C_{ET}) (SANTOS *et al.*, 2013; KAPELEWSKA *et al.*,

2017; KEBEDE; DUBE; NINDE, 2018; LI *et al.*, 2018; PALLI *et al.*, 2019;). A Equação 1 apresenta a relação utilizada para cálculo da eficiência de remoção.

$$ER (\%) = \left(\frac{CEB - CET}{CEB} \right) \cdot 100\% \quad (1)$$

Devido ao fato dos produtos farmacêuticos apresentarem diferentes características físico-químicas, espera-se que a remoção desses, durante o tratamento, seja diversa (FERNANDÉZ-LOPEZ *et al.*, 2016). A Tabela 3 apresenta a ocorrência dos fármacos (AINEs) analisados nesse trabalho, em esgoto bruto e efluente tratado de ETEs de alguns países, e a eficiência de remoção dessas.

Tabela 3 - Concentração média dos fármacos estudados nesse trabalho (AINEs) relatados em ETEs de alguns países

Localização da ETE	Componentes	Esgoto bruto (µg/L)	Esgoto Tratado (µg/L)	Eficiência de remoção (%)	Tipo de tratamento	Referência
Argélia	Diclofenaco	1,655	0,386	76,7	Tratamento mecânico e biológico	Kermia; Fouial-Djebbar; Trari, 2016
	Ibuprofeno	5,111	2,164	57,7		
Brasil	Paracetamol	18,10	5,89	67,5	Lodo ativado	Ghiselli, 2006
	Diclofenaco	2,87	1,78	38,0		
	Ibuprofeno	54,20	48,40	10,7		
	Dipirona	36,40	23,70	34,9		
Canadá	Diclofenaco	0,20	0,19	4,9	Vários ⁽¹⁾	Lishman <i>et al.</i> , 2006
	Ibuprofeno	8,45	0,38	95,5		
China	Paracetamol	1,90	0,00	100,0	Vários ⁽²⁾	Sun <i>et al.</i> , 2016
	Diclofenaco	0,05	0,04	18,4		
	Ibuprofeno	0,30	0,05	83,3		
Coréia do Sul	Paracetamol	7,46	0,01	99,9	Vários ⁽³⁾	Behera <i>et al.</i> , 2011
	Diclofenaco	0,13	0,02	81,7		
	Ibuprofeno	2,27	0,04	98,2		
Espanha	Paracetamol	9,90	0,11	98,9	Lodo ativado	Radjenović <i>et al.</i> , 2009
	Diclofenaco	1,32	1,05	20,5		
	Ibuprofeno	21,70	0,41	98,1		
Espanha	Paracetamol	44,80	ND	-	Lodo ativado	Gracia-Lor <i>et al.</i> , 2012
	Diclofenaco	0,56	0,33	41,1		
	Ibuprofeno	12,40	< LQ	-		
Espanha	Diclofenaco	0,21	ND	-	Lodo ativado + osmose reversa	Afonso-Olivares; Rosa-Ferreira; Santana-Rodríguez, 2017
	Dipirona	8,98	ND	-		
	Ibuprofeno	20,8	0,07	99,7		

Espanha	Diclofenaco	0,43	1,19	-177,4	Wetland	Afonso-Olivares; Rosa-Ferreira; Santana-Rodríguez, 2017
	Dipirona	11,80	0,72	93,9		
	Ibuprofeno	18,30	17,20	6,0		
USA	Paracetamol	39,30	0,08	99,8	Wetlands construídos	Conkle; White; Metcalfe, 2008
	Ibuprofeno	9,92	0,04	99,6		
USA	Paracetamol	80,00	0,05	99,9	Biorreator de membrana	Yang <i>et al.</i> , 2011
	Diclofenaco	0,22	0,01	95,5		
	Ibuprofeno	11,00	0,01	99,9		
França	Diclofenaco	0,25	0,08	67,8	Lodo ativado	Thiebault; Boussafir; Milbeau, 2017
	Ibuprofeno	2,27	0,04	98,3		
Polónia	Paracetamol	<LD	<LD	-	Não informado	Migowska <i>et al.</i> , 2012
	Diclofenaco	0,46	0,12	73,9		
	Ibuprofeno	0,28	0,11	60,7		
Portugal	Paracetamol	2,46	0,10	96,1	Tratamento primário e secundário operando com o uso de filtros biológicos percoladores	Santos <i>et al.</i> , 2013
	Diclofenaco	0,07	0,04	38,5		
	Ibuprofeno	1,60	0,12	92,5		
Suécia	Diclofenaco	0,23	0,49	-113,0	Lodo ativado	Zorita; Mårtensson; Mathiasson, 2009
	Ibuprofeno	6,90	0,09	98,7		
Tailândia	Paracetamol	1,02	0,37	63,8	Lodo ativado	Tewari <i>et al.</i> , 2013
	Diclofenaco	0,21	0,10	51,3		
	Ibuprofeno	0,82	0,09	89,6		

(1): 3 lagoas, 8 ETEs com sistema de lodo ativado convencional e 2 ETEs com sistema de lodos ativados + filtro de mídia;

(2): 1 ETE com sistema primário de tratamento convencional e com filtros biológicos aerados e desinfecção por UV, 2 ETEs com sistema primário e secundário convencionais, sendo uma com valas de oxidação orbital e desinfecção por UV, e outra ETE com sistema A2/O e desinfecção química;

(3): 2 ETEs com sistema de tratamento de lodo aditivado, 2 ETEs com lodo ativado modificado e 1 ETE com tratamento SymBio.

ND: Não detectado;

LQ: Limite de quantificação;

ER: Eficiência de remoção.

De acordo com Palli *et al.* (2019), as eficiências de remoção dos compostos farmacêuticos variam entre cada composto, dependem também do tipo de tratamento adotado e o tempo de amostragem. Em alguns casos as concentrações de alguns componentes podem ser maiores nas amostras do efluente de ETEs, do que nas amostras de esgoto bruto, indicando, portanto, uma eficiência de remoção negativa. Alguns dos fatores relacionados à remoção negativa, na fase aquosa, de um efluente de ETE podem ser explicados por alguns fatores, dentre eles: pela dessorção de compostos farmacêuticos da fase particulada; variação das amostras coletadas devido ao tempo de retenção hidráulica; compostos farmacêuticos liberados através de partículas fecais através da decomposição dessas pelos microorganismos (FERNADÉZ-LOPEZ *et al.*, 2016; PALLI *et al.*, 2019).

Grande parte dos estudos sobre a ocorrência e o destino de CEs em ETEs tem se concentrado apenas na fase dissolvida de influentes e efluentes, embora a ocorrência e o destino desses produtos químicos na fase particulada (lodo de esgoto/lodo tratado) tenham sido pouco documentados (MARTÍN *et al.*, 2012; TRAN *et al.*, 2015), provavelmente devido à falta de métodos analíticos adequados/sensíveis e à complexidade da matriz (TRAN; REINHARD; GIN, 2018). Entretanto, ao comparar concentrações farmacêuticas em esgotos bruto e efluente tratado, concentrações baixas em efluente de ETE seriam interpretadas como uma remoção do composto na ETE, Neste caso, estaria se falando, então, de uma remoção “aparente”, visto que os compostos também podem estar presentes na fase particulada (JELIC *et al.*, 2011; GRACIA-LOR *et al.*, 2012). Portanto, a análise de CEs em geral, não apenas de fármacos, na fase particulada e líquida, é crucial para avaliar seu destino e possíveis impactos no meio ambiente.

3.6 Qualidade da água

O acompanhamento e monitoramento da qualidade de água de um recurso hídrico tem por objetivo obter informações qualitativas e quantitativas sobre: as condições químicas, físicas, ecológicas e biológicas; o enquadramento do corpo hídrico em classes ou para efeitos de fiscalização. As informações relacionadas à qualidade da água são fundamentais para que se tenha conhecimento em relação aos seus usos múltiplos e impactos ambientais. O crescimento demográfico aliado ao desenvolvimento econômico é acompanhado pela necessidade de água de qualidade

e em quantidade, importantes para a saúde e desenvolvimento de qualquer grupo (GLORIA; HORN; HILGEMANN, 2017).

A qualidade das águas foi evidenciada com a criação da Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, tendo como um dos fundamentos gerir tais recursos, proporcionando o uso múltiplo dos mesmos, assegurando à atual e às futuras gerações a disponibilidade de água necessária e com padrões de qualidade adequados para os respectivos usos (BRASIL, 1997). Fica evidenciado, então, a preocupação com a integração da gestão com relação aos aspectos de qualidade e quantidade, bem como a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental (OLIVEIRA; CAMPOS; MEDEIROS, 2010).

No Brasil, a maior parte da população é urbana. A urbanização, muitas vezes de forma desordenada e sem implementação de sistemas de saneamento, interfere nos corpos d'água e tende a acelerar o processo de degradação dos mesmos, uma vez que os efluentes domésticos e industriais são as principais fontes de degradação desses recursos (DAMASCENO *et al.*, 2015).

A avaliação da qualidade da água de corpos hídricos auxilia na gestão dos recursos hídricos e é fundamental para alcançar o equilíbrio sustentável no uso múltiplo dos mesmos. O monitoramento dos recursos hídricos com base em indicadores físicos, químicos e biológicos pode ser contrastado com os padrões estabelecidos na Resolução nº 357/2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que estabelece as diretrizes para a classificação dos corpos hídricos em classes (BRASIL, 2005b). Avaliações específicas da qualidade da água geralmente envolvem índices formados pela agregação de vários desses indicadores (RAUEN *et al.*, 2018).

3.6.1 Índice de qualidade da água (IQA)

O índice de qualidade da água é um instrumento matemático que usa uma metodologia integrativa para converter um grande conjunto de dados (provenientes de vários parâmetros físicos, químicos e biológicos) em um único número, para expressar o nível de qualidade da água (ROCHA; ANDRADE; LOPES, 2015; TIAN *et al.*, 2019).

Existem várias metodologias para cálculo do IQA, especialmente quando são considerados os parâmetros químicos e físicos. Para facilitar a análise e

gerenciamento das bacias hidrográficas, a *National Sanitation Foundation* (NSF), nos Estados Unidos, em 1970 criou o Índice de Qualidade das Águas (IQA), visando resumir a um valor global a variação numérica dos parâmetros físicos, químicos ou biológicos, classificando as águas quanto as suas propriedades e qualidade para seu uso (RAMOS, 2015).

De acordo com Ramos (2015), o IQA possui ampla aplicação, dentre elas:

- Determinar numa escala de 0 a 100 a qualidade das águas, na qual foram estabelecidas 5 classes: ótimo; bom; regular; ruim e péssimo;
- Facilitar o entendimento ao público em geral e auxiliar às gestões para tomadas de decisões;
- Indicar de forma resumida as alterações em bacias hidrográficas no espaço e no tempo, auxiliando os programas de monitoramento das águas;
- Avaliar a necessidade de reenquadramento dos corpos d'água segundo sua classe de uso principal (abastecimento público; irrigação, dessedentação animal, balneabilidade, etc.);
- Identificar parâmetros críticos que possam oferecer risco ambiental e que devem ser monitorados para manter o controle de qualidade aceitável;
- Comparar dados de qualidade entre diversos mananciais de uma bacia hidrográfica.

Visando avaliar os impactos antrópicos sobre a qualidade da água, devem ser consideradas variações tanto no espaço e tempo, quanto nos processos físicos, químicos e biológicos dos sistemas naturais (LOBATO *et al.*, 2015). Segundo Oliveira (2017), ao se referir à qualidade da água o foco torna-se a quantificação sobre os parâmetros físicos e químicos. Porém, a qualidade da água não está apenas relacionada a esses parâmetros, mas também ao efeito combinado de diversos processos que ocorrem no corpo hídrico. Englobar o funcionamento do ecossistema como um todo acaba por exigir certa especificidade para cada condição, assim, a construção de um índice de qualidade da água pode apresentar parâmetros diferentes, com a finalidade de refletir as características geográficas e específicas da área (LOBATO *et al.*, 2015). Segundo Sharma, Jain e Singh (2014), cerca de 30 índices de qualidade de água são utilizados em diferentes regiões do mundo, com o número de variáveis entre 3 até 72.

Hasan, Jamil e Aini (2015) adotaram 6 parâmetros físicos e químicos: pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química

de oxigênio (DQO), sólidos suspensos e nitrogênio amoniacoal, na determinação do índice de qualidade de água (IQA) para o rio Pelus, na Malásia.

Tian *et al.* (2019) avaliaram o índice de qualidade da água do rio Luanhe, na China, utilizando 12 variáveis: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, índice de permanganato, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio amoniacoal, nitrito, clorofila, sólidos suspensos.

No Brasil, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) de São Paulo, utiliza, desde 1975, uma versão adaptada do IQA proposto pela NSF. A versão adaptada conta com a substituição dos parâmetros nitrato e fosfato total pelos parâmetros nitrogênio total e fósforo total, respectivamente, mantendo-se os mesmos pesos e curvas de qualidade estabelecidos pela NSF. É importante salientar também que esse índice foi desenvolvido com o objetivo de avaliar a qualidade da água, sendo o abastecimento público o determinante principal para a sua utilização, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas (BRASIL, 2004).

O IQA proposto pela CETESB e utilizado pela Agência Nacional de Águas (ANA), abrange os seguintes parâmetros: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais, pH, turbidez e temperatura. A cada parâmetro é atribuído um peso, conforme Tabela 4, de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA, refletindo a interferência por esgotos sanitários e outros materiais orgânicos, nutrientes e sólidos (SANTOS *et al.*, 2018).

Tabela 4 - Peso relativo dos parâmetros utilizados no cálculo do IQA.

Parâmetros	Pesos (w_i)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio	0,10
Temperatura	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Fonte: BRASIL (2004).

O IQA é determinado pelo produtório ponderado dos valores obtidos para os parâmetros mencionados conforme a Equação 2.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (2)$$

Em que:

IQA – índice de qualidade da água, um número entre 0 e 100;

q_i – qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade (Figura 3), em função de sua concentração ou medida;

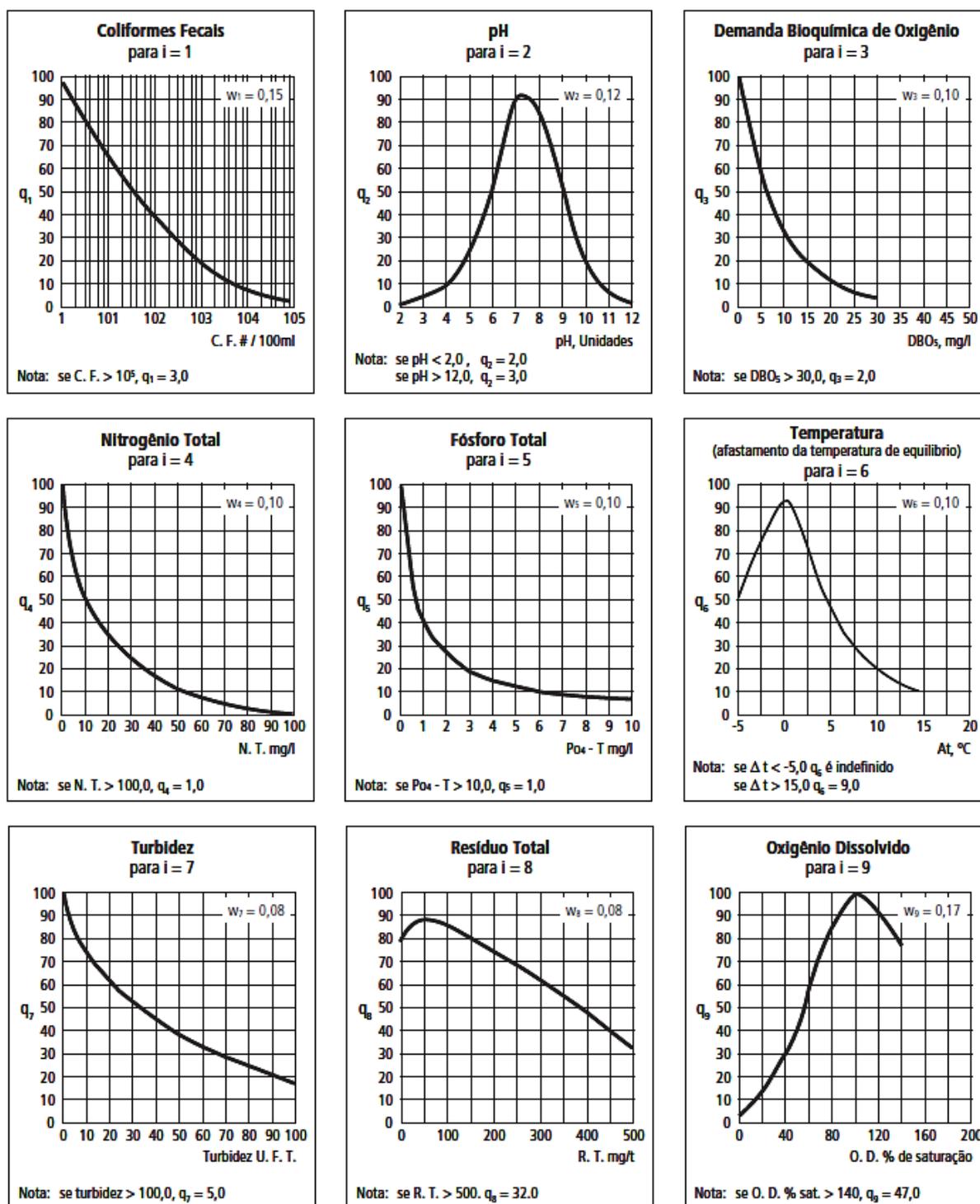
w_i – peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que (Equação 3):

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (3)$$

Onde:

n - número de parâmetros que entram no cálculo do IQA.

Figura 3 - Curvas médias de variação de qualidade das águas.



Fonte: CETESB (2018).

Segundo o portal do Programa Nacional de Qualidade da Água - PNQA, as faixas de valores que estipulam a classificação do corpo hídrico sofrem uma variação entre os estados, conforme listado no Tabela 5 (ANA, 2019).

Tabela 5 - Valores do IQA classificados em faixas, que variam entre os estados brasileiros.

Faixas de IQA nos Estados: AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS	Faixas de IQA nos Estados: BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP	Avaliação da Qualidade da Água
91 - 100	80 - 100	Ótima
71 - 90	52 - 79	Boa
51 - 70	37 - 51	Razoável
26 - 50	20 - 36	Ruim
0 - 25	0 - 19	Péssima

Fonte: ANA (2019).

3.6.2 Índice de estado trófico (IET)

O índice de estado trófico (IET) tem a finalidade de classificar os corpos d'água em diferentes graus de trofia, possibilitando, então, a avaliação da qualidade da água quanto ao seu enriquecimento por nutrientes e seu possível efeito, relacionado ao crescimento excessivo das algas, cianobactérias e/ou macrófitas aquáticas (OLIVEIRA, 2017; CETESB, 2018).

Fatores dependentes do ciclo hidrológico (vaporização, condensação e precipitação), área e fisiografia da bacia de drenagem, relevo, geologia, formação das águas subterrâneas e especialmente a cobertura vegetal, influenciam os processos de trocas e interações biogeoquímicas terra-água, podendo, então, causar variações nos níveis de concentração de nutrientes no meio. Além disso, o despejo excessivo de substâncias contendo nitrogênio e fósforo na água podem influenciar significativamente o equilíbrio do ecossistema, como mudanças no valor do IET (ABREU; CUNHA, 2017).

De acordo com Lamparelli (2004), o grau de trofia de um corpo hídrico pode ser avaliado de acordo com a concentração de fósforo total, conforme Equação 4, utilizada para ambientes lóticos.

$$IET (PT) = 10 \left(6 - \left(\frac{0,42 - 0,36(\ln PT)}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (4)$$

Onde:

PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$);

ln: é o logaritmo natural.

O fósforo, variável independente no cálculo do IET, pode ser considerado o principal agente causador de eutrofização nos ambientes aquáticos, sendo então o parâmetro de maior prioridade no controle da eutrofização de um corpo d'água (SPERLING, 1996). A classificação do IET é indicada por classe de trofia. Na Tabela 6 encontra-se a classificação do estado trófico com relação à concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), para ambientes lóticos.

Tabela 6 - Classificação do Índice de Estado Trófico com relação à concentração de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Estado trófico	Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	IET
Ultraoligotrófico	$PT \leq 13$	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$13 < PT \leq 35$	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$35 < PT \leq 137$	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$137 < PT \leq 296$	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$296 < PT \leq 640$	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$PT > 640$	$IET > 67$

IET: Índice de Estado Trófico; PT: Fósforo total.

Fonte: Lamparelli (2004).

3.7 Parâmetros de qualidade da água

Parâmetros de qualidade são grandezas que indicam as características da água, assim como as características, os parâmetros são de natureza física, química e biológica (OLIVEIRA, 2017; LI; LIU, 2019b).

Segundo Marmontel e Rodrigues (2015), para uma gestão adequada dos recursos hídricos é primordial o monitoramento da qualidade da água, permitindo identificar mudanças ocasionadas por ações antrópicas ou naturais, no uso e ocupação da terra. O Quadro 2 apresenta as principais características dos parâmetros analisados nesse trabalho.

Quadro 2 - Características dos parâmetros de qualidade analisados nesse trabalho

pH	As águas naturais geralmente têm valores de pH na faixa de 4-9, e a maioria é um pouco básica devido à presença de bicarbonatos e carbonatos dos metais alcalinos e alcalino-terrosos. O escoamento de nutrientes provenientes de fertilizantes pode levar à um aumento do crescimento de algas e elevação do pH (LI; LIU, 2019b).
Temperatura	A temperatura da água tem uma ligação direta com absorção tóxica, salinidade e oxigênio dissolvido (OD). A temperatura também influencia a taxa de fotossíntese por algas e plantas aquáticas. Um aumento na temperatura reduz a OD, trazendo efeitos nocivos à vida aquática (LI; LIU, 2019b).

Oxigênio dissolvido	Essencial para a sobrevivência dos organismos aquáticos, sendo um importante indicador de poluição e/ou eutrofização em rios. A solubilidade do oxigênio em rios depende principalmente da temperatura da água e da salinidade. Vários fatores podem causar alterações nos valores de OD. Tais variações podem ser causadas por: 1. Morfologia do rio, por exemplo, corredeiras ou outras áreas de turbulência. 2. Mudanças sazonais na temperatura. 3. Consumo de oxigênio por microrganismos na decomposição da matéria orgânica presente (LI; LIU, 2019b).
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Referente a quantidade de oxigênio dissolvido necessária por organismos biológicos aeróbicos para decompor o material orgânico presente em uma determinada amostra de água a uma certa temperatura durante um período de tempo específico. É frequentemente usado como substituto do grau de poluição orgânica da água (LI; LIU, 2019c)
Demanda Química de Oxigênio	A aplicação mais comum do DQO está em quantificar a quantidade de poluentes oxidáveis encontrados em águas superficiais (por exemplo, lagos e rios) ou águas residuais. A DQO, em conjunto com a DBO, proporciona uma caracterização do potencial de biodegradabilidade do material orgânico presente nas águas (LI; LIU, 2019b).
Turbidez	A turbidez indica a quantidade de partículas finas suspensas na água. É causada por matéria suspensa e coloidal, como argila, silte, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos (LI; LIU, 2019b). A turbidez da água pode refletir o conteúdo de várias substâncias tóxicas e nocivas, que é um importante indicador do monitoramento da qualidade da água (LI; LIU, 2019c).
Condutividade	A condutividade elétrica (CE) é uma medida da capacidade de uma solução aquosa de transportar uma corrente elétrica. É frequentemente usado como uma medida indireta da salinidade e do total de sólidos dissolvidos (TDS). Os compostos inorgânicos são bons condutores em comparação aos compostos orgânicos, devido à entrada de efluentes industriais, tornando a condutividade um bom indicador de poluição inorgânica (LI; LIU, 2019b).
Salinidade	A salinidade é uma medida da quantidade de sais dissolvidos em uma massa de solução. Altos níveis de sal afetam o crescimento das plantas, a qualidade da água e a qualidade do solo. A composição iônica da água é dependente do ambiente circundante (LI; LIU, 2019b).
Sólidos	Sólidos totais (ST) é um dos parâmetros de qualidade da água de importância devido ao fato de englobar, com exceção dos gases dissolvidos, todos os contaminantes da água. Os ST correspondem a ao resíduo que permanece após evaporação a 103-105 °C (APHA, 2017).
Nitrogênio e Fósforo	O nitrogênio e o fósforo são nutrientes essenciais para os processos biológicos no meio aquático. Em excesso, tais nutrientes podem causar graves prejuízos ao corpo hídrico como a eutrofização. Quando descarregados nas águas naturais provocam o enriquecimento do meio, tornando-o eutrofizado, possibilitando o crescimento mais intenso de seres vivos que utilizam esses nutrientes, especialmente as algas (CETESB, 2018).
Coliformes Termotolerantes	As bactérias coliformes podem fermentar a lactose com a produção de ácido e gás quando incubadas a 35 - 37 °C. A presença de coliformes é usada para indicar que outros organismos patogênicos de origem fecal podem estar presentes (LI; LIU, 2019c).

3.8 Legislação

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 estabelece limites para alguns parâmetros de qualidade da água, referente a classe do corpo hídrico. De acordo com essa resolução, o enquadramento dos corpos hídricos deve estar baseado nos níveis de qualidade que este corpo hídrico deveria possuir a fim de atender as necessidades da população e não necessariamente no seu estado atual (BRASIL, 2005b).

Conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, as águas doces são classificadas em cinco classes sendo elas: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4 as quais são destinadas a diferentes usos. Quanto maior o número da classe, menos nobre são os usos destinados para o corpo d'água.

A Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº 357/2005. Segundo a CONAMA nº 430/2011, os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as características referentes ao enquadramento do corpo hídrico (BRASIL, 2011). Porém, no Brasil, com relação aos contaminantes emergentes, não há legislação específica que imponha a remoção desses em estações de tratamentos de esgotos, para evitar a contaminação dos corpos hídricos. Isto implica que as instalações das estações de tratamento de esgotos devem estar atentas à concentração de alguns poluentes orgânicos, principalmente pesticidas e hidrocarbonetos, que devem ser monitorados em águas superficiais para a classificação de corpos de água. No entanto, o monitoramento periódico realizado pelas unidades de tratamento e órgãos ambientais ocorre principalmente em função da matéria orgânica e sólidos, enquanto os compostos orgânicos dificilmente são monitorados no ponto de descarga do efluente. Isso ocorre devido ao fato de que a remoção de contaminantes emergentes em estações de tratamento no Brasil é um desafio a ser enfrentado futuramente, levando em consideração a falta de infraestrutura de saneamento básico no país (STARLING; LEÃO; AMORIM, 2019).

Considerando o efluente não tratado e o efluente tratado, até o estágio secundário (tratamento biológico), nas estações de tratamento, são algumas das principais fontes de contaminantes emergentes no meio ambiente, é de extrema importância melhorar as condições de saneamento básico, uma vez que apenas 38%

dos efluentes municipais gerados no Brasil é tratado atualmente (STARLING; LEÃO; AMORIM, 2019).

Segundo Montagner, Vidal e Acayaba (2017), não há registros de programas oficiais voltados para a problemática dos contaminantes emergentes no Brasil, porém, discussões nos diferentes setores da sociedade têm aumentado significativamente nos últimos anos e a comunidade acadêmica tem contribuído expressivamente através de pesquisas, fornecendo inúmeros subsídios para tomadas de decisões, o que tem despertado o interesse de reguladores, empresas de saneamento, órgãos governamentais e a população em geral.

3.8.1 Enquadramento dos corpos hídricos

Segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, o enquadramento dos corpos hídricos refere-se ao estabelecimento de uma meta ou objetivo de qualidade (classe) de água a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um corpo hídrico. Ainda segundo essa lei, caso a condição de qualidade dos corpos de água estejam em desacordo com os usos preponderantes pretendidos, deverão ser estabelecidas metas obrigatórias, intermediárias e final, de melhoria da qualidade da água para efetivação dos respectivos enquadramentos, com exceção dos parâmetros que excedam os limites propostos pela legislação devido às condições naturais. Além disso, essa resolução estabelece que enquanto não sejam aprovados os enquadramentos de um corpo hídrico, as águas doces são consideradas classe 2, as salinas e salobras são consideradas Classe 1, exceto se as condições de qualidades atuais do corpo hídrico forem melhores, determinando a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

No dia 11 de dezembro de 2019, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca (COBH-Ipojuca), através da Resolução nº 01/2019 aprovou o enquadramento dos corpos d'água da Bacia, bem como o Plano de efetivação da proposta. A proposta de enquadramento dos corpos de água da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, foi aprovada segundo a legislação ambiental e em consonância com o determinado pela Lei da Água e com os princípios e as diretrizes do setor de recursos hídricos, com relação à Política Nacional de Recursos Hídricos e à Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco (Lei Estadual nº 12.984/2005), bem como às diretrizes de planejamento dos demais setores com influência na gestão destes recursos (APAC, 2020).

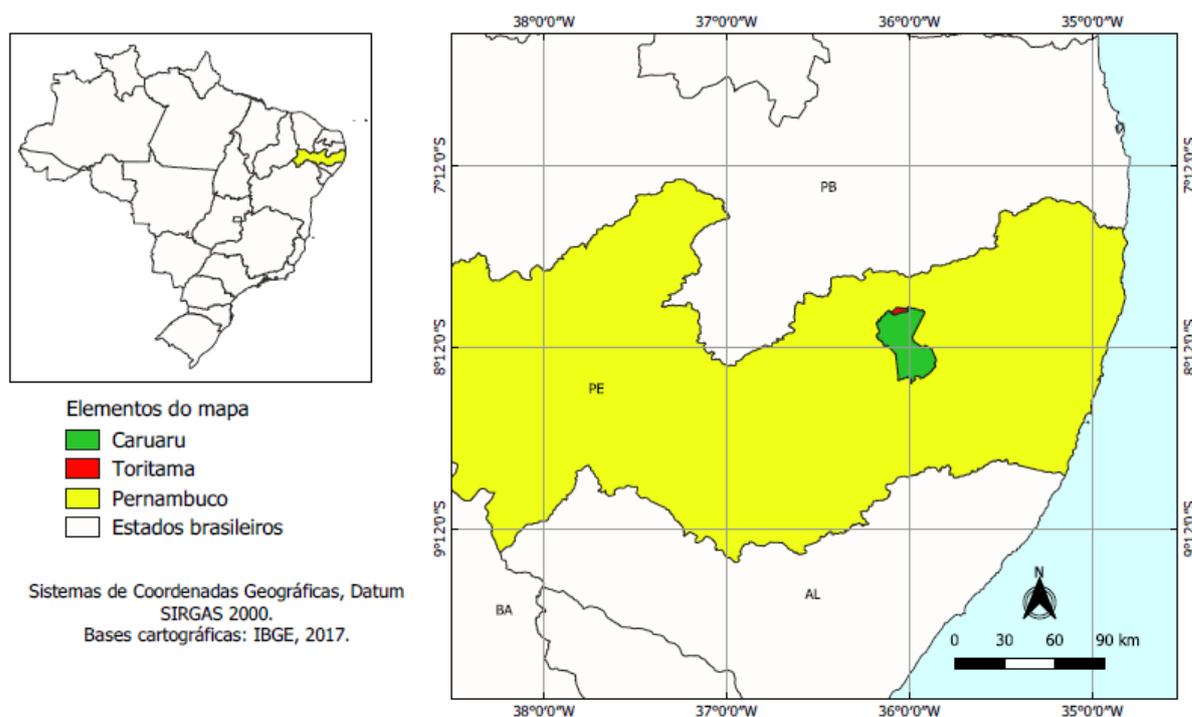
O COBH-Ipojuca participou, acompanhou e analisou todas as etapas da formulação da proposta de enquadramento em classes de usos preponderantes para aprovação da mesma, e encaminhou a proposta para homologação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (APAC, 2020). Segundo a Resolução nº 01/2019, o trecho do rio Ipojuca em estudo nesse trabalho é enquadrado como classe 3, sendo os usos preponderantes: irrigação e dessedentação animal. Portanto, os parâmetros de qualidade da água do rio Ipojuca serão analisados conforme o enquadramento proposto nessa resolução.

A bacia hidrográfica do rio Capibaribe, atualmente, não possui proposta de enquadramento dos corpos de água em classes de usos preponderantes. Sendo assim, de acordo a Resolução CONAMA nº 357/2005, os corpos de água doce dessa bacia estão enquadrados na classe 2.

4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi desenvolvido em trechos dos rios Capibaribe e Ipojuca, nas cidades de Toritama e Caruaru, respectivamente, sendo esses os rios principais de das bacias hidrográficas do Capibaribe e Ipojuca. Ambos os trechos dos rios analisados estão localizados na região de clima semiárido. Além disso, foi realizada a análise dos compostos farmacêuticos no efluente bruto e tratado proveniente da ETE Rendeiras, em Caruaru, visando avaliar o potencial de remoção dos fármacos na ETE, que possui o rio Ipojuca como corpo receptor. A Figura 4 apresenta a localização geográfica das cidades onde essa pesquisa foi desenvolvida.

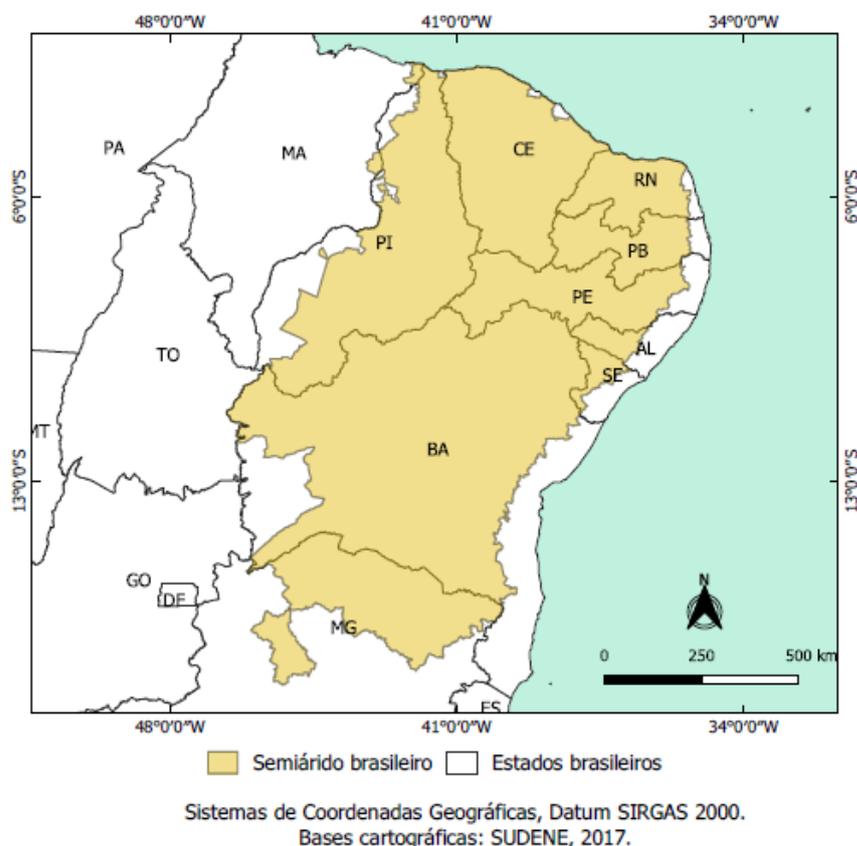
Figura 4 - Mapa de localização das cidades de Caruaru e Toritama.



Fonte: autora.

A região semiárida possui uma precipitação anual entre 600 e 800 mm. Chuvas altamente irregulares caracterizam a região do semiárido brasileiro: um ano pode receber 974 mm de chuva, enquanto que num ano de seca pode receber apenas 185 mm. Além disso, todas essas chuvas podem estar concentradas em seis meses (GARFI *et al.*, 2011). A localização do semiárido brasileiro está representada na Figura 5.

Figura 5 - Mapa de localização da região semiárida brasileira.



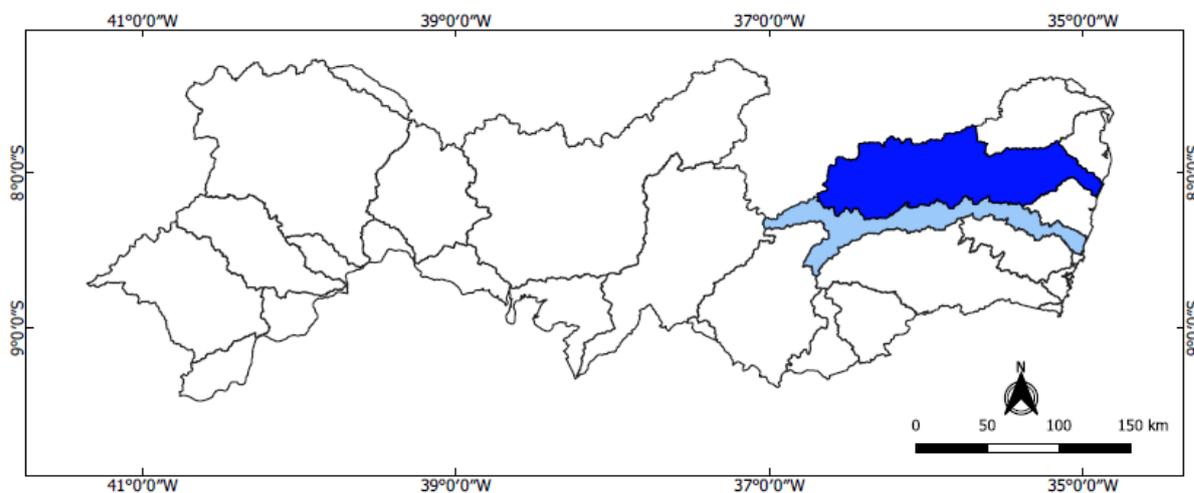
Fonte: autora.

Por estarem geograficamente inseridas na região nordeste, as bacias hidrográficas apresentam naturalmente um alto potencial de evaporação da água, em função da enorme disponibilidade de energia solar e altas temperaturas características dessa região (MARENGO, 2008). Outro aspecto crítico da disponibilidade de água na região semiárida são as reservas limitadas de água subterrânea na maior parte desta região, devido às suas características geológicas (GARFI *et al.*, 2011).

Pela abrangência regional (agreste, zona da mata e litoral pernambucano) as bacias hidrográficas dos rios Capibaribe e Ipojuca exibem um ambiente complexo no qual se evidenciam contrastes climáticos, de relevo, de solos e de cobertura vegetal, além dos socioeconômicos, que exigem um modelo de gestão hídrica e ambiental que atenda às suas características sub-regionais e locais (PERNAMBUCO, 2010a; 2010b).

As bacias hidrográficas de Pernambuco estão representadas na Figura 6, com destaque para as bacias dos rios Capibaribe e Ipojuca.

Figura 6 - Mapa de localização das bacias hidrográficas de Pernambuco.



■ Bacia do rio Capibaribe ■ Bacia do rio Ipojuca □ Bacias hidrográficas de PE

Sistemas de Coordenadas Geográficas, Datum SIRGAS 2000.
Bases cartográficas: IBGE, 2017.

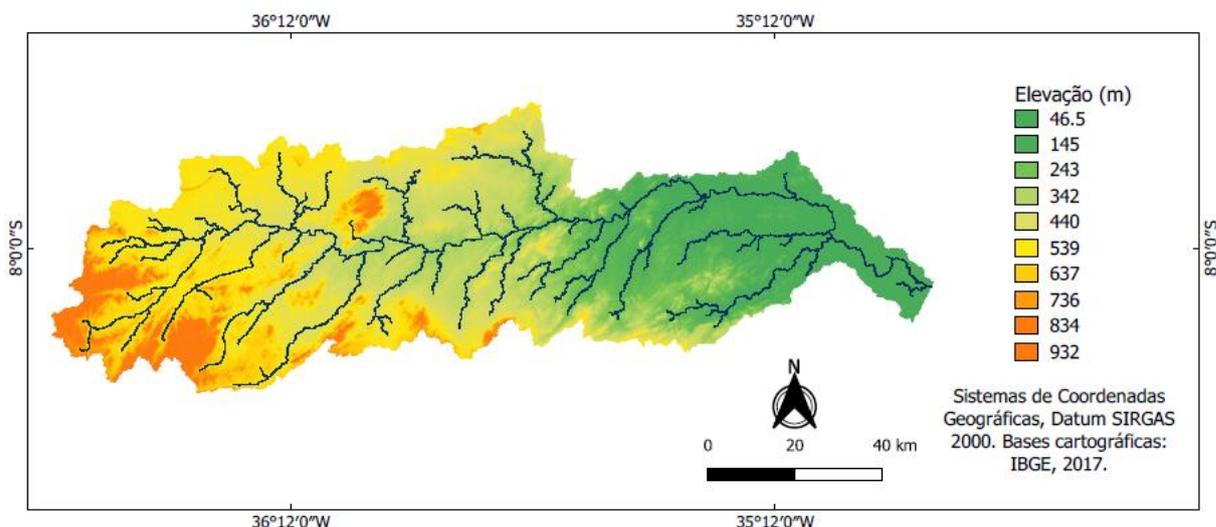
Fonte: autora.

4.1 Bacia hidrográfica do rio Capibaribe

A bacia hidrográfica do rio Capibaribe abrange uma área de 7.454,88 km², representando 7,58% da área do estado de Pernambuco, e está localizada na porção nordeste desse estado, abrangendo parte das Regiões de Desenvolvimento (RD) do Agreste Central, Agreste Setentrional, Mata Sul, Mata Norte e Região Metropolitana (APAC, 2019).

A nascente do rio Capibaribe está localizada entre os municípios de Poção e Jataúba. Apresenta direção inicial sudeste-nordeste, até as proximidades de Santa Cruz do Capibaribe, quando seu curso toma a direção oeste-leste, percorrendo uma extensão total de cerca de 280 km até sua foz, na cidade do Recife. O rio passa por 42 municípios, dos quais 15 estão totalmente inseridos na bacia (Brejo da Madre de Deus, Chã da Alegria, Cumaru, Feira Nova, Frei Miguelinho, Glória do Goitá, Jataúba, Lagoa do Itaenga, Passira, Santa Cruz do Capibaribe, Santa Maria do Cambucá, Surubim, Toritama, Vertentes e Vertente do Lério) e 26 possuem sua sede na mesma (APAC, 2019). Na Figura 7 está representada a elevação da bacia do rio Capibaribe e a sua localização.

Figura 7 - Mapa de elevação da bacia do rio Capibaribe e principal curso d'água.



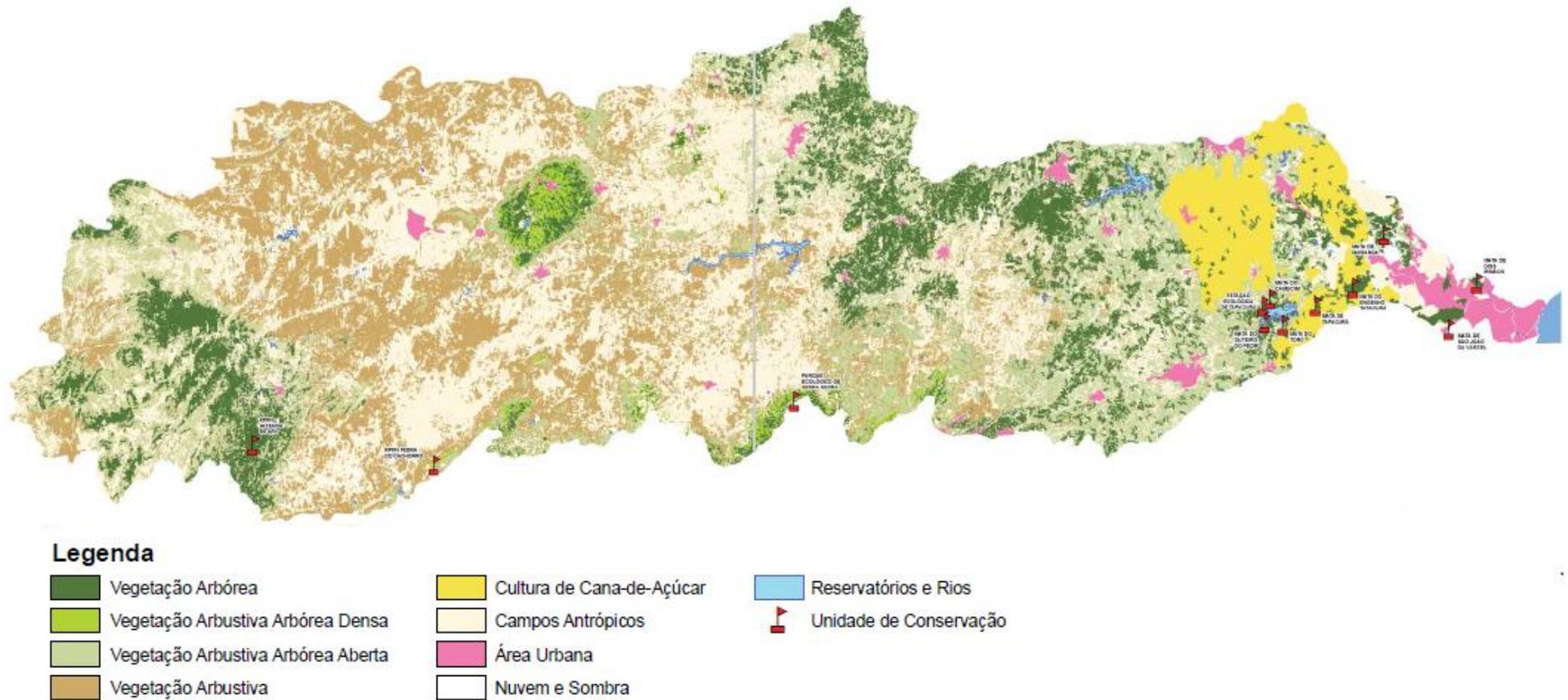
Fonte: autora.

O rio Capibaribe apresenta regime fluvial intermitente no seu alto e médio curso, tornando-se perene somente a partir do município de Limoeiro, no seu baixo curso (APAC, 2019). O regime sazonal das vazões no rio Capibaribe indica a ocorrência de um período úmido, compreendido entre abril a agosto, sendo, em geral os meses de abril e julho quando ocorrem os maiores deflúvios. O período de estiagem vai de outubro a março (BRAGA *et al.*, 2015).

As atividades industriais mais comuns na bacia hidrográfica do rio Capibaribe estão relacionadas à produtos alimentares, minerais não metálicos, têxtil, metalúrgicas, químicas, farmacêuticas e veterinárias, indústria sucroalcooleira, couros, matéria plástica, perfumes, sabões, velas, bebidas, mecânica, material elétrico e de comunicação, material de transporte e madeira (PERNAMBUCO, 2010a).

A Figura 8 exhibe o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Capibaribe. A descrição do uso e ocupação do solo é de suma importância para o planejamento da gestão de uma bacia hidrográfica, onde diversas atividades, estejam elas em sintonia ou em conflito, afetam a disponibilidade e o consumo da água no seu território, além da qualidade da água dos recursos hídricos.

Figura 8 - Uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Capibaribe.



Fonte: Pernambuco, 2010a.

Nas cidades de Santa Cruz do Capibaribe e Toritama, no Alto Capibaribe, há uma indústria de confecção de roupas de porte significativo que necessitam de uma demanda expressiva de água devido ao grande número de lavanderias ali instaladas. Nesses municípios, constata-se que muitas indústrias têm suas próprias captações diretamente no rio Capibaribe. Devido ao regime intermitente desse rio, registra-se a construção de pequenos barramentos no leito do rio para acumulação de água nos períodos de estiagem. Além disso, há a disposição inadequada dos efluentes industriais oriundos das lavanderias, que não são devidamente tratados, com risco de atingirem os leitos dos cursos d'água (BRAGA *et al.*, 2015).

Em relação à carga orgânica total, na bacia do rio Capibaribe, relativa aos esgotos domésticos, despejos industriais e agro-industriais, verificou-se que 32,4% corresponde à poluição por esgotos domésticos, 26,5% industrial e 41,1% indústrias do setor sucroalcooleiro. No que se refere à carga orgânica total remanescente, 78% corresponde aos esgotos domésticos; 17% às indústrias do setor sucroalcooleiro e 5% aos despejos industriais (BRAGA *et al.*, 2015).

Durante a realização do Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe (PHA), em 2010, os municípios de Toritama e Santa Cruz do Capibaribe apresentavam as maiores taxas de esgotamento sanitário dentro do grupo de municípios estudados, porém vêm-se evidenciando sérios problemas de poluição hídrica em decorrência do tratamento inadequado e do aumento significativo do esgoto proveniente de pequenas e médias indústrias de confecções (BRAGA *et al.*, 2015).

A bacia hidrográfica do rio Capibaribe possui uma proposta de referência para enquadramento dos corpos hídricos, elaborado no âmbito do Plano Hidroambiental do Capibaribe em 2010. Entretanto, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005, os corpos de água doce da bacia estão enquadrados na classe 2, uma vez que se trata de uma proposta preliminar, cuja aprovação não foi formalizada pelo respectivo comitê de bacia hidrográfica (BRASIL, 2005b; BRAGA *et al.*, 2015).

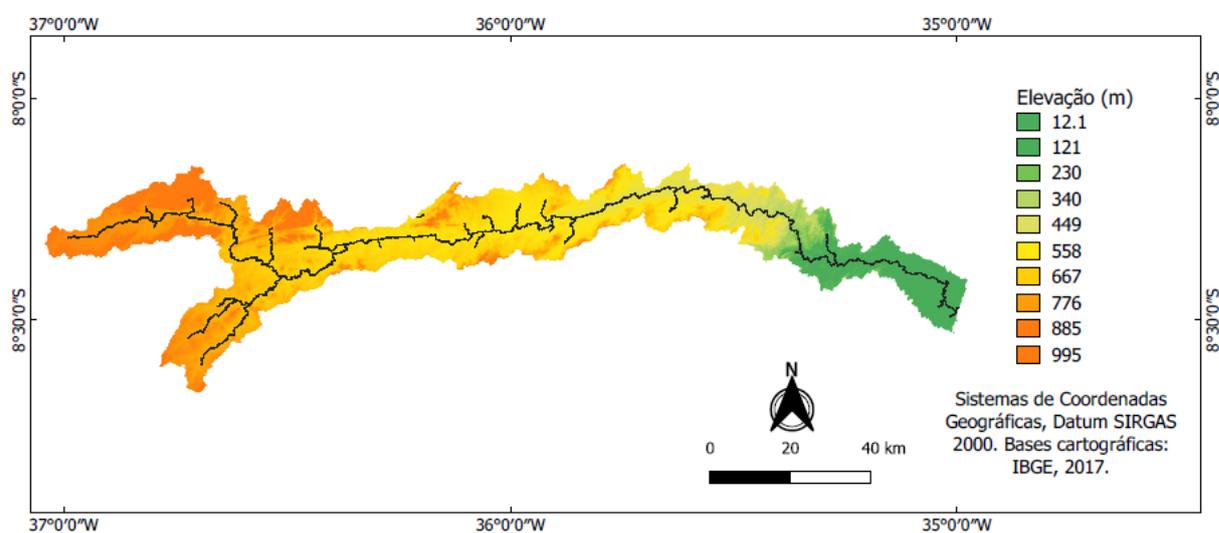
4.2 Bacia hidrográfica do rio Ipojuca

A bacia hidrográfica do rio Ipojuca possui uma área de 3.435,34 km², que representa 3,49% do território de Pernambuco, e está localizada na região hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental fazendo parte das Regiões de Desenvolvimento - RD

do Sertão do Moxotó, Agreste Meridional, Agreste Central, Mata Sul e Metropolitana (APAC, 2019).

Ao longo da sua extensão, a Bacia abrange territórios parciais de 25 municípios, dentre os quais 12 possuem suas sedes inseridas na bacia, sendo esses: Belo Jardim, Bezerros, Caruaru, Chã Grande, Escada, Gravatá, Ipojuca, Poção, Primavera, Sanharó, São Caetano e Tacaimbó (PERNAMBUCO, 2010b). A Figura 9 apresenta a localização e elevação da bacia do rio Ipojuca.

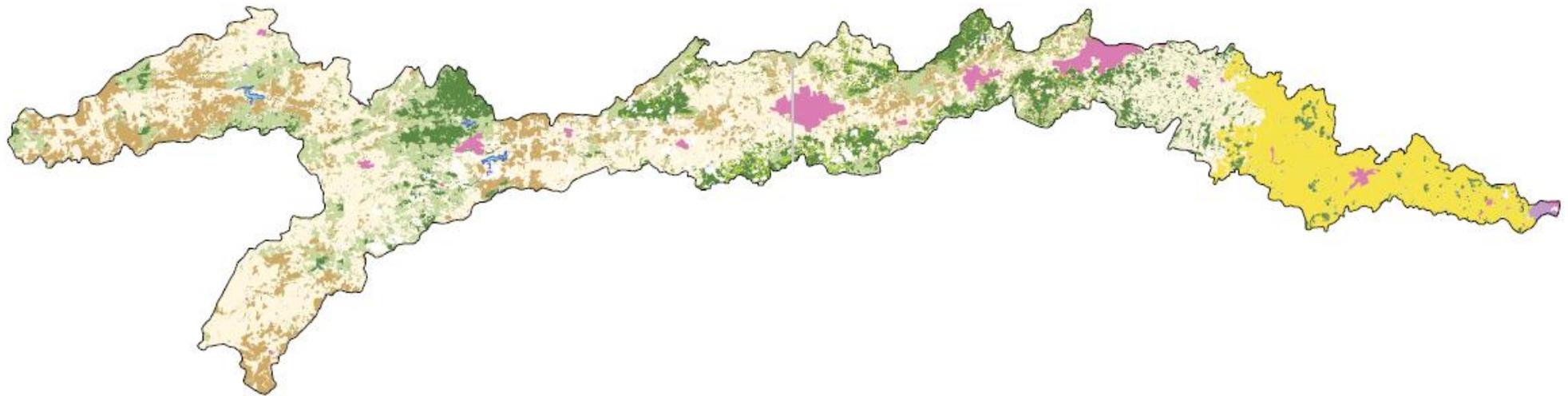
Figura 9 - Mapa de elevação da bacia hidrográfica do rio Ipojuca e segmento de fluxo do principal curso hídrico.



O rio Ipojuca apresenta extensão de cerca de 320km, tendo suas nascentes na Serra do Pau D'arco, município de Arcoverde. É preponderantemente orientado na direção oeste-leste, sendo seu regime fluvial intermitente, tornando-se perene a partir do seu médio curso, nas proximidades da cidade de Caruaru (APAC, 2019; PERNAMBUCO, 2010b).

Na Figura 10 encontra-se as diferentes formas de uso e ocupação do solo existentes em toda a extensão da bacia do rio Ipojuca. As atividades industriais na bacia hidrográfica do rio Ipojuca estão associadas a produtos alimentares, minerais não-metálicos, indústria sucroalcooleira, química, têxtil, metalúrgica, vestuário, artefatos, tecidos, couros, bebidas, produtos farmacêuticos e veterinários, perfumes, sabões, velas, material elétrico e de comunicação, calçados, matéria plástica, agropecuária e borracha (PERNAMBUCO, 2010b).

Figura 10 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Ipojuca.

**Legenda**

 Vegetação Arbórea	 Cultura de Cana-de-Açúcar	 Reservatórios e Rios
 Vegetação Arbustiva Arbórea Densa	 Campos Antrópicos	 Unidade de Conservação
 Vegetação Arbustiva Arbórea Aberta	 Área Urbana	
 Vegetação Arbustiva	 Nuvem e Sombra	

Fonte: Pernambuco, 2010b.

As principais fontes potenciais de poluição na bacia do rio Ipojuca são os efluentes industriais, os esgotos domésticos não tratados e os resíduos sólidos lançados a céu aberto, além do uso indiscriminado de agrotóxicos (PERNAMBUCO, 2010b).

A Bacia hidrográfica do Ipojuca abrange uma população superior a 1,3 milhões de habitantes, com destaque para 836.421 residentes em municípios com sede na Bacia (62% do total). O município de Caruaru, a capital do agreste central, concentra 41% da população dos 12 municípios com a sede na bacia do Ipojuca. A região agreste, onde está inserida 70% da bacia, apresenta um período chuvoso de fevereiro a julho, com as máximas precipitações durante abril e maio (PERNAMBUCO, 2010b; COMPESA, 2016).

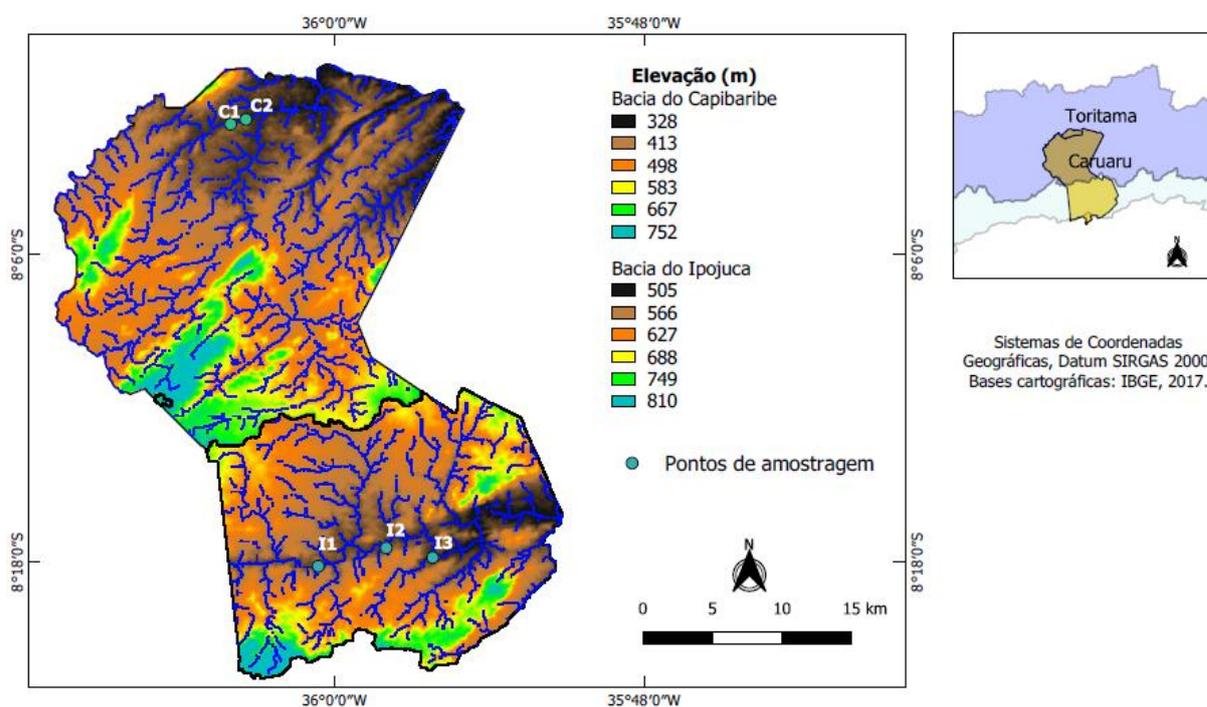
De acordo com Instituto Trata Brasil, a cidade de Caruaru foi uma das que mais cresceram no ranking do saneamento, que avalia a cobertura de água e esgotamento sanitário dos municípios brasileiros. Segundo o ranking 2019, elaborado pelo Instituto Trata Brasil, Caruaru, atualmente, apresenta 53,23% de atendimento total de esgoto, sendo 47,82% no ranking 2018. Porém, com relação ao índice de esgoto tratado por água consumida, no ranking 2019 Caruaru apresenta 47,43%, com um aumento de apenas 0,77% com relação ao ano de 2018.

Em dezembro de 2019, o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca (COBH-Ipojuca), através da Resolução nº 01/2019 aprovou o enquadramento dos corpos d'água da bacia hidrográfica do rio Ipojuca. Segundo essa Resolução, o trecho do rio Ipojuca analisado nesse trabalho é enquadrado como classe 3.

4.3 Características dos pontos de amostragem

Amostras mensais foram coletadas em um trecho do rio Ipojuca, na cidade de Caruaru e em um trecho do rio Capibaribe, na cidade de Toritama. As amostras para foram coletadas no período de abril de 2019 a fevereiro de 2020. A definição dos pontos de amostragem foi feita levando em consideração a contribuição de cada ponto amostral para a pesquisa ao longo dos trechos em análise. A Figura 11 mostra a posição dos pontos de amostragem inseridos na área das bacias em análise.

Figura 11 - Trecho das bacias dos rios Capibaribe e Ipojuca na área de estudo e pontos de amostragem.



Fonte: autora.

4.3.1 Pontos de amostragem no trecho do rio Capibaribe

No trecho do rio Capibaribe, na cidade de Toritama, foram escolhidos dois pontos, denominados C1 e C2. A Tabela 7 apresenta a descrição, as coordenadas geográficas e a elevação dos pontos de amostragem.

Tabela 7 - Características dos pontos de amostragem no rio Capibaribe

Pontos de amostragem	Descrição	Coordenadas Geográficas		Elevação (m)	Distância acum. entre os pontos (km)
		Latitude	Longitude		
C1	A montante da zona urbana de Toritama	8°00'54.45" S	36°04'01.12" O	345	0
C2	Inserido no início da zona urbana da cidade de Toritama	8°00'43.28" S	36°03'25.79" O	340	1,15

Fonte: autora.

A Figura 12 apresenta o mapa de localização dos pontos de amostragem no trecho do rio Capibaribe analisado.

Figura 12 - Localização dos pontos de amostragem no trecho do rio Capibaribe em Toritama-PE.



Fonte: Google Earth (2019).

Em Toritama, o rio Capibaribe sofre represamento em três pontos. Por apresentar uma indústria de confecção de roupas de porte significativo, especialmente lavanderias de jeans, há, portanto, uma demanda expressiva de água desse setor. Portanto, esses barramentos foram construídos pelos proprietários das lavanderias, com a finalidade de acumulação de água no rio para que seja possível a captação, sobretudo no período mais crítico de ausência de chuvas (BARBOSA, 2012; BRAGA *et al.*, 2015).

Os pontos C1 e C2 estão localizados em dois dos barramentos pertencentes à Toritama, conforme Figura 12. A jusante desses barramentos, o rio transforma-se numa estreita lâmina de água, não atendendo a nenhum uso, devido à baixa vazão, principalmente durante a época da estiagem.

É relevante salientar que a APAC torna isenta de outorga a captação de águas superficiais com valores máximos de até $0,5 \text{ l.s}^{-1}$ ($43 \text{ m}^3/\text{dia}$) e para a construção de barramentos em cursos de água intermitentes, cuja capacidade de acumulação não seja superior a 200.000 m^3 . Apesar de não haver uma formalização legal destes critérios, esses integram o material de divulgação sobre outorga desta Agência. (BARBOSA, 2012; APAC, 2019). No entanto, os usos da água isentos de outorga estão sujeitos ao cadastramento junto à CPRH e APAC e à fiscalização dos órgãos públicos (APAC, 2019).

As imagens dos pontos C1 e C2 estão nas Figuras 13 e 14, respectivamente.

Figura 13 - Ponto de amostragem C1.



Fonte: autora.

Figura 14 - Ponto de amostragem C2.



Fonte: autora.

4.3.2 Pontos de amostragem no trecho do rio Ipojuca

No trecho do rio Ipojuca, na cidade de Caruaru, foram avaliados três pontos, denominados I1, I2 e I3. A descrição, coordenadas geográficas e elevação dos pontos que serão analisados encontram-se na Tabela 8.

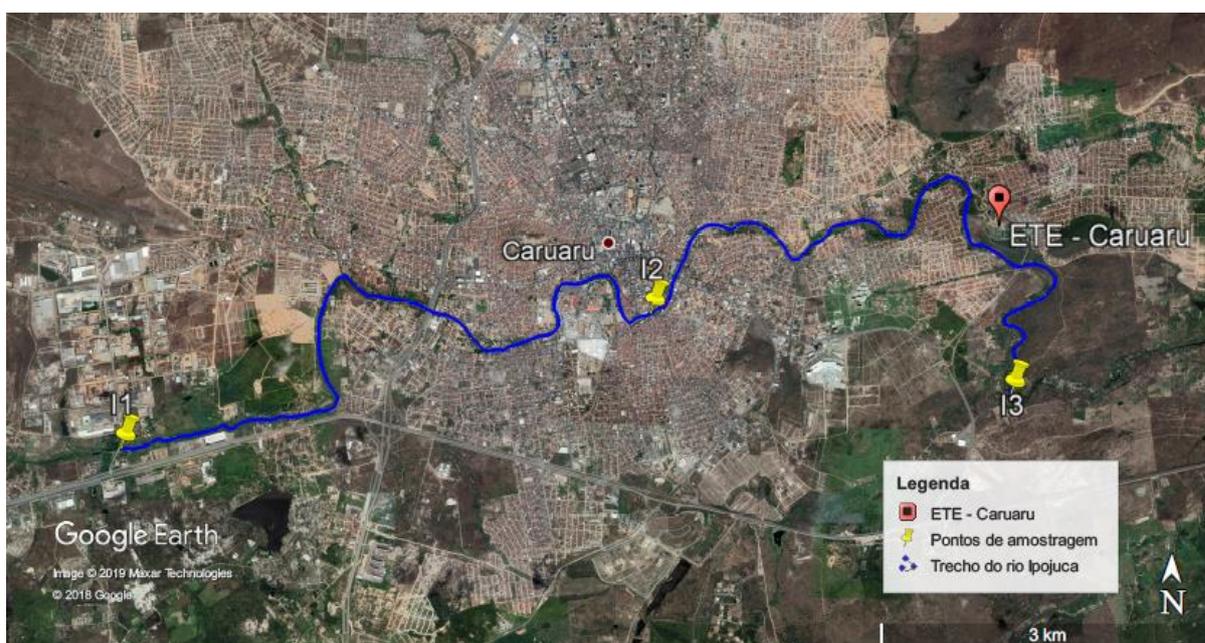
Tabela 8 - Características dos pontos de amostragem no rio Ipojuca

Pontos de amostragem	Descrição	Coordenadas Geográficas		Elevação (m)	Distância acum. entre os pontos (km)
		Latitude	Longitude		
I1	A montante da zona urbana da cidade de Caruaru	8°18'09.68" S	36°00'37.73" O	532	0
I2	Inserido na zona urbana da cidade de Caruaru e anterior à ETE Rendeiras	8°17'26.85" S	35°57'59.64" O	528	7,23
I3	A jusante da zona urbana de Caruaru e após o lançamento de efluentes da ETE	8°17'49.40" S	35°56'11.67" O	509	14,3

Fonte: autora.

A Figura 15 apresenta o mapa de localização dos pontos de amostragem no trecho do rio Ipojuca em estudo.

Figura 15 - Localização dos pontos de amostragem do rio Ipojuca em Caruaru-PE.



Fonte: Google Earth (2019).

As imagens dos pontos I1, I2 e I3 estão nas Figuras de 16 a 18.

Figura 16 - Ponto de amostragem I1.



Fonte: autora.

Figura 17 - Ponto de amostragem I2.



Fonte: autora.

Figura 18 - Ponto de amostragem I3.



Fonte: autora.

4.4 Estação de tratamento de esgoto - ETE Rendeiras

A Estação de Tratamento de Esgoto Rendeiras (ETE Rendeiras), na cidade de Caruaru-PE, com coordenadas 8°16'59.16" S e 35°56'14.87" O, é responsável por tratar 40% do esgoto da cidade, tendo o rio Ipojuca como corpo receptor do efluente tratado (SNIRH, 2019).

A ETE Rendeiras atualmente opera com a seguinte linha de tratamento: desarenadores do tipo canal retangular; tratamento anaeróbio através de Reatores tipo UASB (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo); tratamento aeróbio através de lagoa aerada com difusores de membrana; lagoa de sedimentação e lagoa de polimento final (INTERÁGUAS, 2017).

Prevista para atender uma população de 148.000 habitantes, a ETE Rendeiras foi projetada para operar com tratamento de vazão média de esgoto de 253 L/s e vazão máxima de 450 L/s, conforme documento de Diagnóstico da Estação de Tratamento de Esgotos de Caruaru (INTERÁGUAS, 2017). Durante a realização desse trabalho, a ETE Rendeiras estava operando entre 45%-60% da capacidade.

A Tabela 9, mostra o tempo de detenção hidráulica em cada etapa de tratamento realizada na ETE-Rendeiras, segundo as informações técnicas da ETE.

Tabela 9 - Tempo de detenção hidráulica (TDH) das etapas de tratamento da ETE-Rendeiras

Etapa de tratamento	TDH (hr)
UASBs	8
Tanque de aeração	6
Lagoa facultativa	48
Lagoa de polimento	96

(COMPESA, 2019b).

A vazão nominal de projeto da ETE-Rendeiras é de 250 L/s e o tempo total de detenção hidráulica (TDH) é de aproximadamente 6,58 dias (COMPESA, 2019b).

Na etapa preliminar do tratamento de esgotos, ao chegar na estação, o resíduo bruto é submetido a um gradeamento inicial para separação de sólidos grosseiros (plástico, madeira, latas). Após a separação dos resíduos e objetos maiores, o efluente segue para os desarenadores, onde há a sedimentação da areia. Embora tendo passado pelas unidades de tratamento preliminar, o efluente ainda contém sólidos em suspensão não grosseiros, os quais podem ser ainda removidos em

unidades de sedimentação. Uma parte significativa destes sólidos em suspensão é compreendida pela matéria orgânica em suspensão. Devido a isso, os esgotos passam pelo tratamento primário, onde fluem vagorosamente através dos decantadores, permitindo a que os sólidos em suspensão, possuindo uma densidade maior do que a do líquido circundante, sedimentem gradualmente no fundo.

O tratamento secundário tem como principal objetivo a remoção da matéria orgânica, que se apresenta na forma dissolvida (não removida nos processos físicos) e a matéria orgânica em suspensão (grande parte removida no tratamento primário). O tratamento secundário de esgotos domésticos é associado à inclusão de uma etapa biológica. O reator UASB é uma tecnologia de tratamento biológico de esgotos baseada na decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Entretanto, nas lagoas aeradas, o oxigênio é fornecido através de equipamentos denominados aeradores. Com isto, consegue-se uma maior introdução de oxigênio permitindo a decomposição mais rápida da matéria orgânica. A lagoa de sedimentação é onde há a sedimentação dos sólidos em suspensão (predominantemente a biomassa). O último tratamento, antes do lançamento no corpo receptor, é realizado na lagoa de polimento (também chamada de lagoa de maturação), com uma profundidade menor, onde a penetração da radiação solar ultravioleta e as condições ambientais desfavoráveis causam uma elevada mortalidade dos patogênicos.

Na Figura 19 encontram os pontos de coleta na ETE Rendeiras, sendo EB o ponto de coleta do efluente bruto e ET o ponto de coleta do efluente tratado.

Figura 19 - ETE Rendeiras em Caruaru-PE.



Fonte: Google Earth (2019).

O sistema de saneamento básico no Brasil atende a população usando predominantemente o tratamento convencional tanto para tratar o esgoto quanto para a água que será servida à população (MONTAGENER; VIDAL; ACAYABA, 2017). Portanto, em geral as ETEs são projetadas para reduzir a carga de poluentes orgânicos e, eventualmente, nutrientes e microrganismos patogênicos, não tendo, também, como objetivo, a remoção de fármacos presentes no esgoto sanitário. Qualquer remoção desses compostos que venha a ocorrer é imprevista e inerente ao processo de tratamento (AQUINO, BRANDT, CHERNICHARO; 2013).

A Figura 20 apresenta o emissário do efluente tratado pela ETE Rendeiras em direção ao corpo receptor, o rio Ipojuca, em Caruaru.

Figura 20 - Emissário da ETE Rendeiras em Caruaru.



Fonte: autora.

Com o objetivo de avaliar a concentração de fármacos (AINEs) no efluente doméstico bem como o potencial de remoção dos mesmos nos processos de tratamento da ETE Rendeiras, foram realizadas coletas mensais, no período de abril a fevereiro de 2020, do efluente bruto da ETE e do efluente tratado, proveniente da lagoa de maturação.

5 METODOLOGIA

5.1 Análise pluviométrica

Os regimes pluviométricos para os dois trechos das duas bacias em estudos foram avaliados e comparados estatisticamente com os parâmetros de qualidade bem como com a concentração dos fármacos analisados.

Para análises dos dados pluviométricos foram utilizados os dados das estações monitoradas pela Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC). Na cidade de Caruaru foi utilizada a estação 211, e na cidade de Toritama a estação 70 (APAC, 2019).

Só foi possível avaliar os dados históricos de um período de 20 anos, para cada posto pluviométrico, devido a quantidade de falhas encontradas para os anos anteriores, para esses postos, e para os postos pluviométricos próximos à área de estudo. Os dados estatísticos do histórico desses postos de monitoramento, para um período de 20 anos (2000 a 2019), utilizando os valores dos índices pluviométricos mensais dessas séries históricas, foram utilizados visando caracterizar o comportamento do regime pluviométrico, identificando os períodos seco e chuvoso, através do desvio padrão com relação à média da série histórica analisada.

Foi obtido um valor médio de referência com base nos valores da precipitação mensal acumulada em cada posto pluviométrico. Inicialmente, obteve-se a média pluviométrica mensal do período analisado. Com esses valores médios mensais, obteve-se, então, uma nova média, sendo essa considerada como valor limite entre os períodos seco e chuvoso. Realizou-se, então, o desvio padrão da precipitação mensal da série histórica com relação à média de referência obtida. Os valores que apresentaram desvios positivos com relação à média, caracterizaram os meses chuvosos, e os desvios negativos, os meses secos (SCHNEIDER; SILVA, 2014; SOUZA; SANTOS; SANCHES, 2019).

5.1.1 Tempo de concentração da bacia

Visando a compreensão do comportamento dos AINEs e dos parâmetros de qualidade com relação à diluição desses nos corpos hídricos analisados, os dados pluviométricos provenientes da APAC, citados anteriormente, foram utilizados para o cálculo do tempo de concentração das bacias dos rios Ipojuca e Capibaribe.

O tempo de concentração, como parâmetro hidrológico invariável, pode ser definido como o tempo necessário para uma gota d'água caminhar superficialmente do ponto mais distante (em percurso hidráulico) da bacia até o seu exutório (SILVEIRA, 2005). O tempo de concentração é importante para entender como a vazão do rio influencia na diluição dos parâmetros e compostos analisados, logo após os períodos de precipitação (VERAS *et al.*, 2019). Nesse trabalho, foi avaliado, então, o tempo de concentração das bacias até o último ponto de análise de cada uma delas.

A equação para o tempo de concentração apresentada pelo Departamento de Estradas e Rodagem da Califórnia (método Califórnia *Culverts Practice*), adaptada da formulação de Kirpich, obtendo a Equação 5 (BRASIL, 2005a).

$$tc = 57. \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \quad (5)$$

Onde:

tc: Tempo de concentração, em min;

L: Comprimento do talvegue, em km;

H: Desnível máximo da bacia, em m.

Segundo o estudo realizado pelo Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes, em bacias hidrográficas médias e grandes (com áreas entre 4,6 km² e 3476 km²), os resultados dos tempos de concentração fornecem resultados pertinentes às observações realizadas durante o estudo, caso sejam adotados tempos de concentração 50% maiores que o calculado pela equação proposta pelo método Califórnia *Culverts Practice* (BRASIL, 2005a).

O Departamento de Estradas e Rodagem (DER) de São Paulo adaptou a fórmula proposta pelo método Califórnia *Culverts Practice* para bacias com áreas de drenagem superiores a 100 hectares (1 km²), sendo o tempo de concentração calculado pela fórmula chamada de Kirpich modificada (FRANCO, 2004), expressa pela Equação 6.

$$tc = 85,2. \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \quad (6)$$

Onde:

tc: Tempo de concentração, em min;

L: Comprimento do talvegue, em km;

H: Desnível máximo da bacia, em m.

Como as bacias do rio Ipojuca e Capibaribe apresentam áreas superiores a 1 km², sendo 3.435 km² e 7.455 km², respectivamente, foi utilizada a Equação 6 para determinação do tempo de concentração das mesmas, com os dados do desnível e comprimento do ponto mais elevado até a localização do último ponto de análise dessas bacias.

5.2 Análise dos fármacos

Foram coletadas, no período de abril/2019 a fevereiro/2020, amostras de água superficial de todos os pontos de análise nos rios Ipojuca e Capibaribe e, também, as amostras do efluente bruto e tratado da ETE Rendeiras, em Caruaru. As amostras para análise de fármacos foram armazenadas em frascos âmbar, devidamente lavados, sendo transportadas em caixa térmica contendo gelo, e refrigeradas até o momento da extração dos analitos. As análises de fármacos foram realizadas no Laboratório de Engenharia Ambiental e de Qualidade (LEAQ), no Departamento de Engenharia Química da UFPE.

A análise de concentração dos fármacos, nos rios Capibaribe e Ipojuca, e na ETE- Rendeiras, só foram possíveis de serem realizadas nas amostras referentes aos meses de abril a junho de 2019, devido à problemas técnicos durante a realização desse trabalho. As amostras, referentes aos demais meses de análise, estão devidamente armazenadas, aguardando a volta do uso do equipamento (CLAE).

5.2.1 Extração e concentração dos analitos e análise cromatográfica

Para isolar e concentrar os resíduos contaminantes é necessário a preparação prévia da amostra, utilizando uma técnica adequada (MADIKIZELA e CHIMUKA, 2017). Dentre as principais técnicas para preparação da amostra tem-se a extração em fase sólida (SPE) (CAMPO e PICÓ, 2015). O procedimento básico de SPE consiste em carregar uma solução em uma fase sólida (geralmente um cartucho contendo o sorvente) capaz de reter os analitos alvo, lavar os componentes indesejáveis e lavar/eluir os analitos desejados com outros solventes em um tubo de coleta (ANDRADE-EIROA *et al.*, 2016).

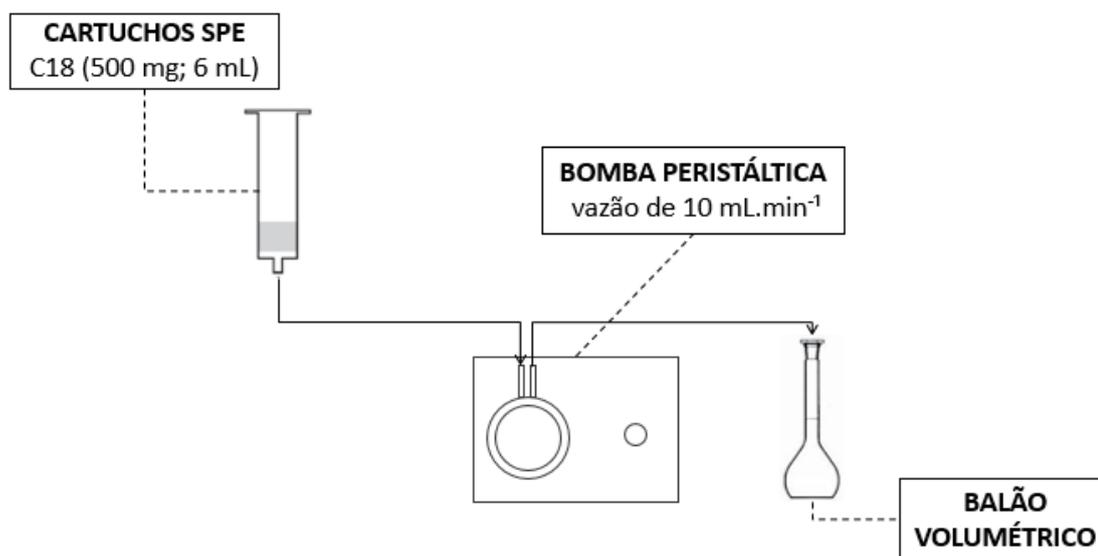
Devido ao fato de que os contaminantes emergentes são encontrados em concentrações muito baixas nos compartimentos ambientais, a extração em fase sólida (SPE, *solid phase extraction*) é o procedimento mais utilizado para limpeza, extração, fracionamento de classes e pré-concentração de poluentes em vários compartimentos (ANDRADE-EIROA *et al.*, 2016). A extração em fase sólida é atualmente a técnica mais empregada para amostras líquidas, como matrizes de águas superficiais e efluentes (SILVA e COLLINS, 2011), e tem sido amplamente utilizada na pré-concentração de anti-inflamatórios não esteroides (MADIKIZELA e CHIMUKA, 2017).

A metodologia de extração e concentração dos analitos em análise nesse trabalho seguiu a validação realizada por Napoleão (2015) para os fármacos diclofenado, dipirona e paracetamol. Para o ibuprofeno a metodologia de análise seguiu a validação realizada por Monteiro (2017).

As amostras de esgoto bruto e tratado precisaram ser filtradas antes do processo de extração dos analitos, devido a quantidade de sólidos existentes nas amostras. Para isso, foi utilizado o papel filtro qualitativo de filtração lenta (faixa azul – diâmetro 150 mm).

A fase de extração dos analitos foi realizada utilizando cartuchos poliméricos SPE-C18 operando em fase reversa (500 mg; 6 mL – Cleanert). Esse tipo de cartucho é capaz de reter fortemente compostos neutros, ácidos e básicos utilizando solventes orgânicos. Neste procedimento foi utilizada bomba peristáltica (Rovitec) operando a uma vazão de 10 mL.min⁻¹. A Figura 21 ilustra os equipamentos utilizados para a extração dos analitos.

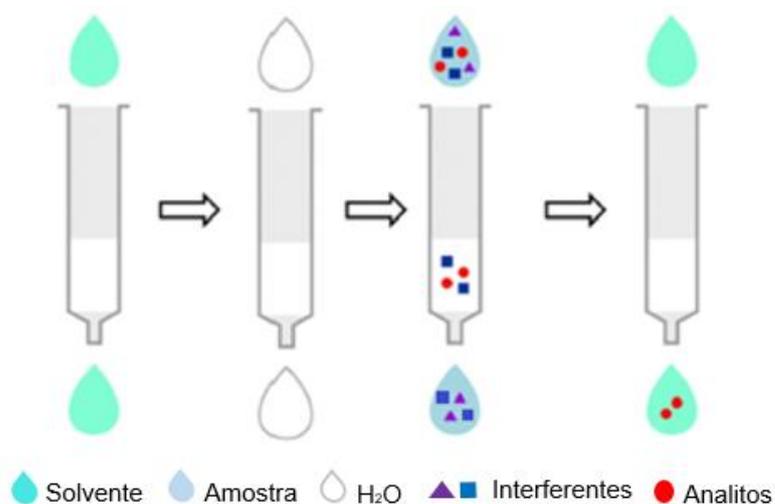
Figura 21 - Desenho esquemático da metodologia utilizada na extração e concentração dos analitos estudados.



Fonte: autora.

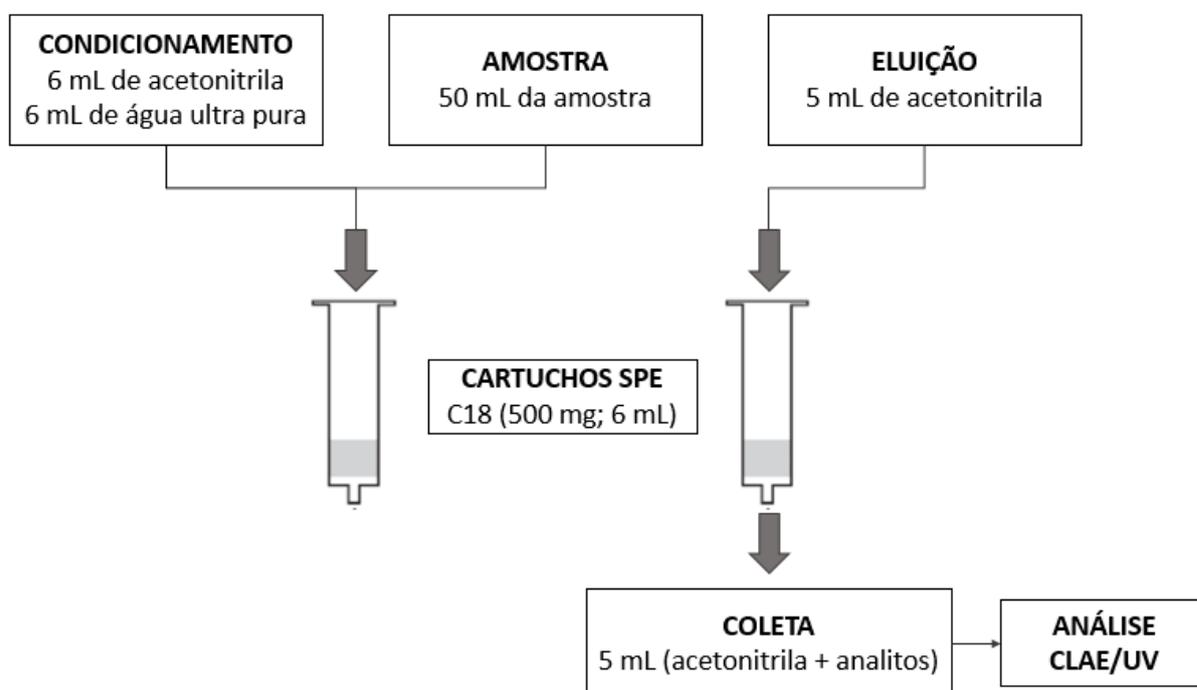
A fase estacionária foi condicionada com duas alíquotas de 3 mL de acetonitrila (Merck), sendo em seguida adicionadas duas alíquotas de 3 mL de água ultra pura. Uma vez condicionados os cartuchos foram então filtradas as amostras em análise. É adicionado, então, um volume de 50 mL da amostra. Após esse procedimento realiza-se a eluição dos analitos com 5 mL do solvente, sendo então armazenado em frasco âmbar para análise cromatográfica (NAPOLEÃO, 2017). As fases de extração estão esquematizadas nas Figuras 22 e 23.

Figura 22 - Etapas envolvidas na EFS: condicionamento do sorvente, adição da amostra, remoção dos interferentes e eluição do analito.



Fonte: Adaptada de Napoleão (2015).

Figura 23 - Fluxograma da metodologia utilizada no procedimento de extração em fase sólida.



Fonte: autora.

A quantificação e a identificação dos compostos foram realizadas com a utilização do equipamento de cromatografia líquida de alta eficiência acoplado à espectrometria de ultravioleta (CLAE/UV) da Shimadzu, equipado com a coluna

ULTRA C18 operando em fase reversa (5 μm ; 4,6 x 250 mm) e detecção UV/Vis (SPD-20A) para comprimentos de onda iguais a 285nm. A fase móvel empregada foi composta por uma solução de água acidificada com ácido acético a 10% e acetonitrila numa razão volumétrica de 65:35. A temperatura do forno do equipamento foi mantida a $40 \pm 1^\circ\text{C}$ com o fluxo de $0,700 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ e a uma pressão de $53 \text{ kgf}\cdot\text{cm}^{-2}$. Foram realizadas detecções dos compostos com base nos tempos de retenção de cada um.

O comprimento de onda usado para a detecção dos picos cromatográficos foi de 254 nm e a detecção de cada composto foi realizada com base em seus respectivos tempos de retenção, 6,5 minutos para o diclofenaco e 4,20 minutos para o paracetamol e dipirona (VERAS *et al.*, 2019). O comprimento de onda utilizado para o ibuprofeno foi de 223 nm, com tempo de retenção de 5,8 minutos (MONTEIRO, 2017).

5.3 Análise dos parâmetros físico-químicos e biológico

As amostras de água para as análises físico-químicas foram coletadas nos pontos dos rios Ipojuca e Capibaribe, no período de abril/2019 a fevereiro/2020, em frascos de vidro âmbar, devidamente lavados. Para a análise de coliformes termotolerantes, as amostras são coletadas em garrafas de plástico, previamente lavadas e autoclavadas. Imediatamente após a coleta nos pontos de análise, as amostras são refrigeradas e conduzidas ao Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA), da Universidade Federal de Pernambuco, Centro Acadêmico do Agreste (CAA). O procedimento de coleta realizado está em conformidade com a APHA, 2017.

Os métodos de análise utilizados seguem o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* da *American Public Health Association* (APHA, 2017). Os parâmetros analisados nesse trabalho, a metodologia de análise e o número do método estão descritos no Quadro 3.

Quadro 3 - Metodologia dos procedimentos físico-químicos e biológico.

Característica	Parâmetro	Código do método	Metodologia
Física	Turbidez	2130 B	Método Nefelométrico
	Temperatura	2550 B	Método Eletrométrico
	Sólidos Totais	2540 B	Método Gravimétrico
	Sólidos Fixos e Voláteis	2540 E	Método Gravimétrico
Química	Potencial Hidrogeniônico (pH)	4500-H ⁺ B	Método Eletrométrico
	Condutividade elétrica	2510 B	Método Condutimétrico
	Salinidade	2520 B	Método da condutividade elétrica
	Oxigênio Dissolvido	4500-O G	Método Eletrométrico
	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	5210 D	Método Respirométrico
	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	5220 C	Método titulométrico
	Nitrogênio Total Kjeldahl	4500-Norg B	Método Macro Kjeldahl
Fósforo Total	4500-P C	Colorimetria através do método do vanado-molibdato	
Biológica	Coliformes Termotolerantes	9221 B	Tubos Múltiplos

Fonte: APHA (2017).

Com relação à análise de nitrogênio, tem-se que as principais fontes de nitrogênio em águas superficiais estão relacionadas ao lançamento de esgotos sanitários, sendo a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas; e nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela ureia na água. Em áreas urbanas, as drenagens de águas pluviais associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, são consideradas fontes difusas de difícil caracterização (SILVA, 2016).

O nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, sendo essas duas últimas as formas oxidadas. O nitrogênio total kjeldahl (NTK) quantifica apenas o nitrogênio orgânico e amoniacal presente em uma amostra (SPERLING, 1996). Em zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação; amoniacal na zona de decomposição ativa; nitrito na zona de recuperação e nitrato em locais considerados menos contaminados (XAVIER *et al.*, 2018).

Devido ao atual cenário de poluição nos trechos dos rios Ipojuca e Capibaribe analisados, com lançamento de efluentes domésticos sem tratamento, acúmulo de

lixo nas margens dos rios, entre outros; o parâmetro nitrogênio total utilizado no cálculo do IQA foi estimado através do parâmetro nitrogênio total kjeldahl (soma do nitrogênio orgânico e amoniacal), pois como há a condição de poluição recente em ambos os trechos dos rios analisados, as formas predominantes de nitrogênio em corpos hídricos com essa característica são o nitrogênio orgânico e amoniacal. Em estágios intermediários da poluição em um curso d'água é que seriam relatadas a presença de nitrito (em menores concentrações) e nitrato (SPERLING, 1996).

Os resultados das análises físico-químicas e biológicas foram confrontados com os valores propostos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, especificados na Tabela 10, de acordo com a classe do corpo hídrico analisado.

Tabela 10 - Valores de referência para alguns dos parâmetros ambientais de qualidade da água, de acordo a Resolução CONAMA nº 357/2005.

PARÂMETROS	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg/L	>=6,0	>=5,0	>=4,0	>2,0
Coliformes termotolerantes*	NMP/100 mL	200	1000	4000	-
pH	-	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
DBO5,20	mg/L	<=3,0	<=5,0	<=10,0	-
Fósforo total	mg/L	Lêntico 0,02 Intermed. 0,025 Lótico 0,1	Lêntico 0,03 Intermed. 0,05 Lótico 0,1	Lêntico 0,05 Intermed. 0,075 Lótico 0,15	-
Turbidez	UNT	<=40	<=100	<=100	-
Sólidos Totais	mg/L	500	500	500	-

* 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano com frequência bimestral

Fonte: (BRASIL, 2005).

As análises físico-químicas e biológica tem por objetivo calcular o IQA e IET como forma de avaliar a qualidade da água dos rios em estudo e comparar os resultados desses parâmetros com a legislação vigente, segundo a classe desses rios. Dentre os parâmetros apresentados no Quadro 3, os parâmetros salinidade, condutividade e sólidos fixos e voláteis não são utilizados nos cálculos do IQA e IET, conforme descrito nos itens 3.6.1 e 3.6.2, respectivamente. Entretanto, esses serão inclusos nas análises estatísticas a serem realizadas.

Os parâmetros analisados servem de indicativos de como as substâncias de interesse, os fármacos, estão se comportando dentro do corpo hídrico, portanto, esses

parâmetros também serão utilizados para verificar a relação dos mesmos com os fármacos analisados, através de métodos estatísticos.

5.4 Tratamento estatístico - Análise multivariada

A análise estatística multivariada foi utilizada para avaliar a qualidade da água dos rios Ipojuca e Capibaribe, através das ferramentas estatísticas como: a correlação de Pearson (com variação estatisticamente significativa, ou seja, $p < 0,05$), para avaliar as tendências, variabilidade e relacionamento entre as variáveis; e a análise de componentes principais (ACP), para verificar como as variações dos parâmetros de qualidade de água interagem, evidenciando a participação individual dos elementos físicos, químicos e biológico, a fim de subsidiar diretrizes para tomada de decisão em gestão ambiental. Além disso, os métodos de estatística descritiva, de posição e dispersão padrões também foram aplicados aos resultados das análises de qualidade da água.

O coeficiente de correlação Pearson (r) varia entre -1 e 1. O sinal indica direção da correlação (positiva ou negativa) enquanto que o valor sugere a força da relação entre as variáveis. Com relação à magnitude do coeficiente de correlação, valores até 0,3 foram considerados fracos; entre 0,4 e 0,6, moderados e acima de 0,7, fortes (FIGUEIREDO FILHO *et al.*, 2014).

Técnicas estatísticas multivariadas, como análise de componentes principais (PCA) e análise fatorial (FA), são amplamente utilizadas para a avaliação de variações temporais e espaciais e a interpretação de conjuntos de dados grandes e complexos de qualidade da água (MOHAMED *et al.*, 2015; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016; SINGH; TRIPATHI, 2016; ISLAM *et al.*, 2017; ZEINALZADEH; REZAEI, 2017; AL-ANI; OBAIDY; HASSAN, 2018; TRIPATHI; SINGAL, 2019).

Todo o tratamento estatístico da análise multivariada dos dados, inclusive o tratamento prévio de padronização e escalonamento, foram realizados com o auxílio do *software* R.

5.4.1 Análise Fatorial e Análise por componentes principais

A análise por componentes principais (ACP ou PCA - *Principal Component Analysis*) é um dos métodos mais comumente empregado na análise de informações por sua capacidade de compressão de dados em função da existência de correlação entre diversas variáveis medidas (SABIN; FERRÃO; FURTADO, 2004). A ACP é um

método de análise estatística multivariada usada com o objetivo de condensar a informação contida em várias variáveis originais em um conjunto menor de variáveis estatísticas, com uma perda mínima de informação (HAIR *et al.*, 2009; HONGYU; SANDANIELO; OLIVEIRA JR., 2016).

A análise fatorial (AF) permite examinar os padrões ou relações latentes entre um grande número de variáveis e determinar se a informação pode ser condensada ou resumida a um conjunto menor de fatores ou componentes. É necessário verificar se a matriz de dados possui correlações suficientes para justificar a aplicação da análise fatorial (HAIR *et al.*, 2009).

Para avaliar a pertinência das amostras para a análise dos componentes principais (ACP), foi utilizado o teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), ou índice de adequação da amostra, que quantifica o grau de intercorrelação entre as variáveis (HAIR *et al.*, 2009; SILVA; GOUVEIA, 2018). Esse índice varia de 0 a 1, e valores acima de 0,5 são aceitáveis, indicando que o método de análise fatorial é adequado para tratamento dos dados (HAIR *et al.*, 2009; GHOLIZADEH; MELESSE; REDDI, 2016). Outro modo de determinar a adequação da análise fatorial é o teste de esfericidade de Bartlett, que examina a matriz de correlação inteira. Esse teste fornece a significância estatística de que a matriz de correlação tem correlações significantes entre pelo menos algumas das variáveis. Um teste de esfericidade de Bartlett estatisticamente significativo ($p\text{-valor} < 0,05$) indica que correlações suficientes existem entre as variáveis para se continuar a análise (HAIR *et al.*, 2009; ROCHA; PEREIRA, 2015).

O método das componentes principais consiste essencialmente em reescrever as coordenadas das variáveis em um outro sistema de eixo mais apropriado para a análise dos dados. N-variáveis originais geram, através de combinações lineares, n-componentes principais, cuja principal característica, além da ortogonalidade, é que essas novas componentes principais são obtidas em ordem decrescente de máxima variância (ANDRADE *et al.*, 2007; MOITA NETO; MOITA, 1998), ou seja:

$$\text{VAR CP}_1 > \text{VAR CP}_2 > \dots > \text{VAR CP}_n \quad (7)$$

As componentes principais são calculadas de forma que a primeira componente principal explique o máximo da variabilidade total dos dados; a segunda componente principal explique o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não-

correlacionada com a primeira; a terceira componente principal explique o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não-correlacionada com a primeira e a segunda componentes, e assim sucessivamente, até que o número de componentes principais seja no máximo igual ao número de variáveis analisadas (ANDRADE *et al.*, 2007).

De acordo com Nonato *et al.* (2007), o número de componentes principais importantes para descrição da variabilidade dos dados é bem menor que o número de parâmetros da base de dados original pois, a partir de certa componente principal limite, a variância das componentes tende a zero, sendo, portanto, desnecessária a inclusão dessas componentes na nova base de dados reduzida. Essas informações são de grande relevância na avaliação da qualidade das águas e no manejo de bacias hidrográficas (ANDRADE *et al.*, 2007; BERNARDI *et al.*, 2009).

Nem sempre, a matriz das componentes obtidas na fase de extração é de fácil interpretação, ou seja, não apresentando um conjunto de cargas fatoriais completamente limpo (HAIR *et al.*, 2009), seja devido à existência de cargas cruzadas, acúmulo de variáveis em um mesmo fator ou a inexistência de variáveis com cargas significativas em alguns fatores (ANDRADE *et al.*, 2007b; HAIR *et al.*, 2009; FIGUEIREDO, 2012). Estas condições indicam a necessidade da aplicação do procedimento de transformação ortogonal, ou simplesmente rotação da matriz das cargas fatoriais, gerando uma nova matriz de cargas fatoriais que apresenta melhor significado interpretativo aos fatores. Neste estudo, empregou-se a rotação ortogonal através do método VARIMAX (ANDRADE *et al.*, 2007b; HAIR *et al.*, 2009). A rotação VARIMAX se concentra na simplificação das colunas da matriz fatorial, criando uma tendência para algumas cargas altas (isto é, próximas de -1 ou $+1$) e algumas cargas próximas de 0 em cada coluna da matriz, facilitando a interpretação dos fatores (HAIR *et al.*, 2009).

A ACP foi utilizada na correlação das variáveis estudadas nos rios Ipojuca e Capibaribe a fim de avaliar as associações entre as variáveis, evidenciando, portanto, a participação individual dos elementos físicos, químicos e biológico na qualidade das águas. As novas variáveis, obtidas através da transformação de coordenadas na análise de ACP são denominadas componentes principais. Através desse processo é possível transformar linearmente um conjunto de variáveis originais em um conjunto novo menor, de variáveis não-correlacionadas, facilitando o manuseio e a compreensão

do fenômeno estudado, sem perda significativa de informação (ANDRADE *et al.*, 2007).

No pré-tratamento dos dados, levou-se em consideração o auto escalonamento, de modo que cada variável apresente média zero e variância igual a um. A finalidade da padronização e escalonamento dos dados originais é expressar cada observação em termos de variações inerentes ao sistema (MOITA NETO; MOITA, 1998).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Caracterização do regime pluviométrico

O estudo do regime pluviométrico foi realizado com base na série histórica das estações pluviométricas 211 e 76, localizadas nas cidades de Caruaru e Toritama, respectivamente, monitoradas pela APAC, com o objetivo de caracterizar o regime pluviométrico desses municípios. O período de análise do regime pluviométrico de cada estação foi de 20 anos, do ano 2000 a 2019. Foi calculado um valor médio de referência, com base nos valores da precipitação mensal acumulada em cada posto pluviométrico, sendo esse o limite entre os períodos seco e chuvoso. O valor de referência calculado para ambos os postos pluviométricos foi de 47 mm.

Entre os anos de 2011 e 2013, para o posto 70, na cidade de Toritama, foi necessário utilizar um método de preenchimento de falhas, devido ao fato de alguns meses não apresentarem dados pluviométricos. Para preenchimento das falhas, foi utilizado, então, a média do regime pluviométrico de três postos próximos ao posto pluviométrico em análise, sendo esses: posto 86, posto 437 e posto 113, localizados nas cidades de Santa Cruz do Capibaribe, Vertentes e Brejo da Madre de Deus, respectivamente.

As Figuras 24 e 25 apresentam a precipitação média mensal e a média anual para a série histórica das estações pluviométricas 211 e 70, respectivamente.

Figura 24 - Precipitação média mensal da série histórica (2000-2019) da estação pluviométrica 211, em Caruaru.

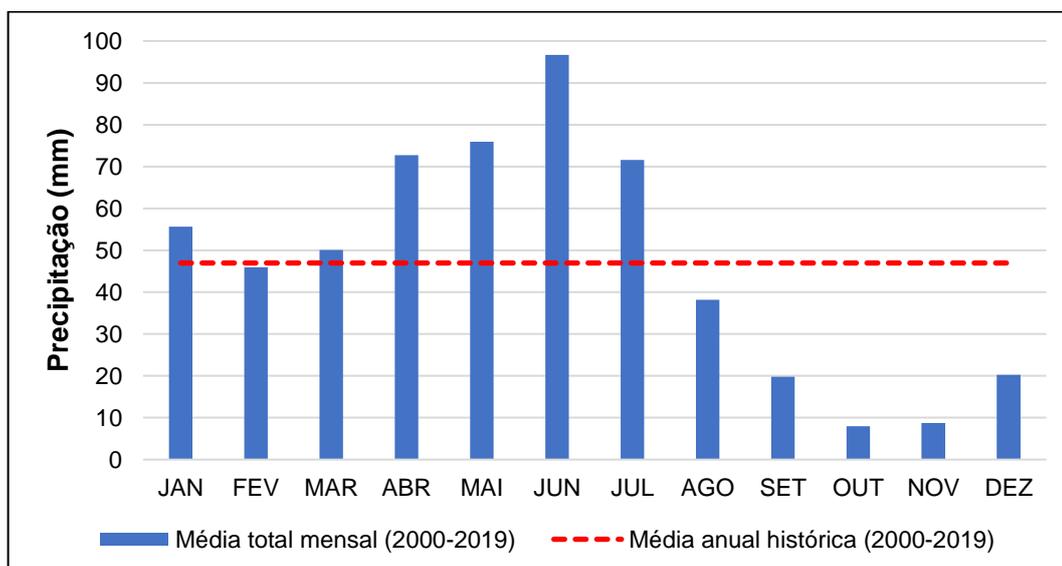
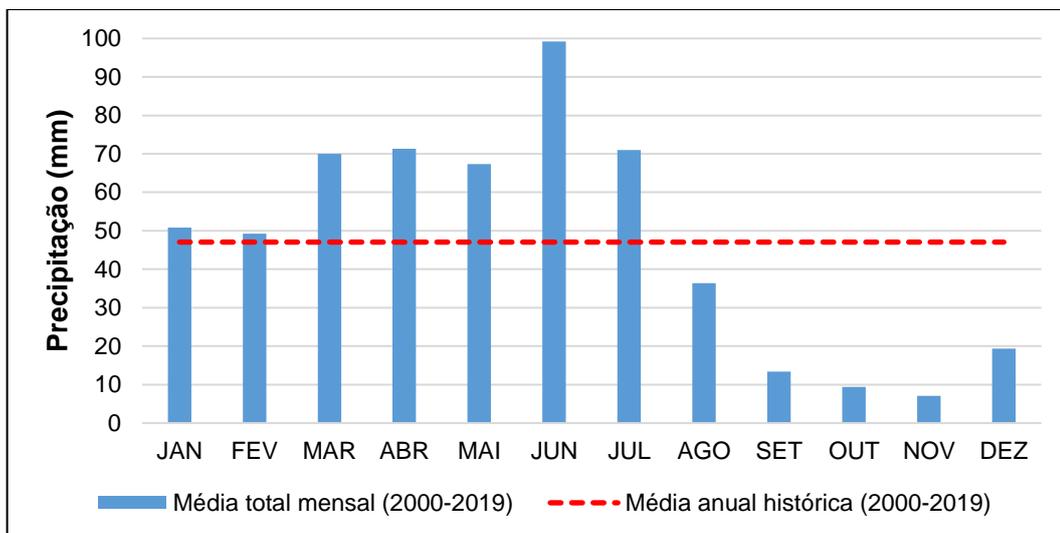


Figura 25 - Precipitação média mensal da série histórica (2000-2019) da estação pluviométrica 70, em Toritama.



O desvio da precipitação, com relação à média de referência de 47 mm, calculada para cada posto pluviométrico, encontra-se nas Figuras 26 e 27.

Figura 26 - Desvio de precipitação com relação à média de referência da estação pluviométrica 211, em Caruaru.

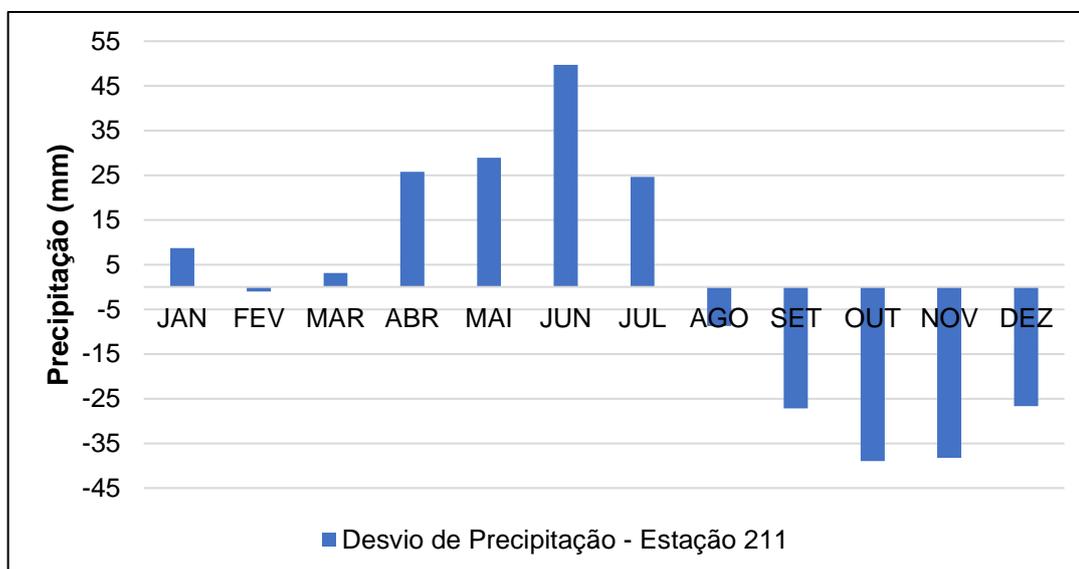
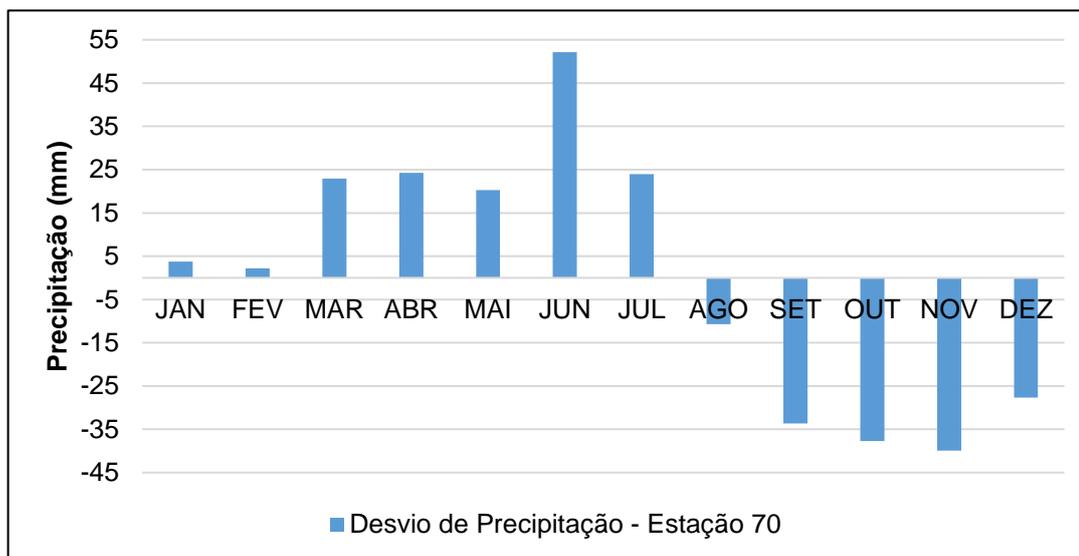


Figura 27 - Desvio de precipitação com relação à média de referência da estação pluviométrica 70, em Toritama.



Com relação à análise do regime pluviométrico do Posto 211, houve um evento isolado no ano de 2004, no mês de janeiro, onde o acumulado mensal foi de 316,7 mm. Devido a esse índice pluviométrico, quando foi realizado o desvio de precipitação com relação ao valor médio de referência para esse posto, o mês de janeiro foi classificado como mês chuvoso, porém, na análise da série histórica, a média dos demais índices pluviométricos para esse mês foi de 41,9 mm, abaixo do valor médio de referência.

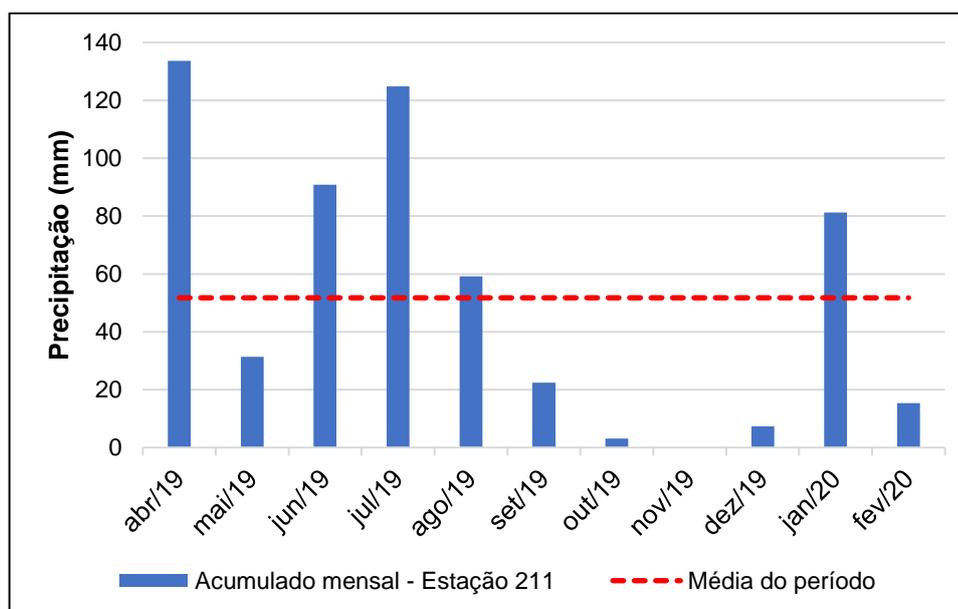
O mesmo evento isolado acontece no Posto 70, onde, no mês de janeiro e fevereiro do ano de 2004, a pluviometria mensal foi de 283 mm e 197,6 mm, respectivamente, sendo suficiente para classificar esses meses como meses chuvosos, na análise da série histórica. No entanto, os demais índices pluviométricos para os meses de janeiro e fevereiro, na série histórica analisada, apresentam uma média de 38,6 mm e 41,4 mm, respectivamente, abaixo da média mensal histórica calculada.

Apesar de os desvios da precipitação com relação ao valor médio de referência apresentarem o mês de janeiro, no posto 211 e 70, e fevereiro, no posto 70, classificados como período chuvoso, na análise dos resultados, devido a esses eventos isolados, decidiu-se classificá-los como período seco.

Portanto, os meses de março a julho são classificados como meses pertencentes ao período chuvoso e os demais meses do ano são classificados como pertencentes ao período seco, das duas cidades em análise nesse trabalho.

Com relação ao período de análise desse trabalho, as Figuras 28 e 29 mostram o índice pluviométrico e a precipitação média do período de estudo desse trabalho. A estação pluviométrica 211, em Caruaru, apresentou o maior índice pluviométrico no mês de abril, com 133,7 mm. O mês de maio, apesar de ser considerado um mês chuvoso, segundo a análise da série histórica, apresentou índice pluviométrico abaixo da média do período analisado. Os meses de outubro, novembro e dezembro não apresentaram precipitação acima de 10 mm, configurando o já analisado pela série histórica, como meses secos. Os meses de janeiro e agosto, apesar de serem classificados como meses pertencentes ao período seco, durante o período das análises esses apresentaram valores acima da média pluviométrica do período analisado.

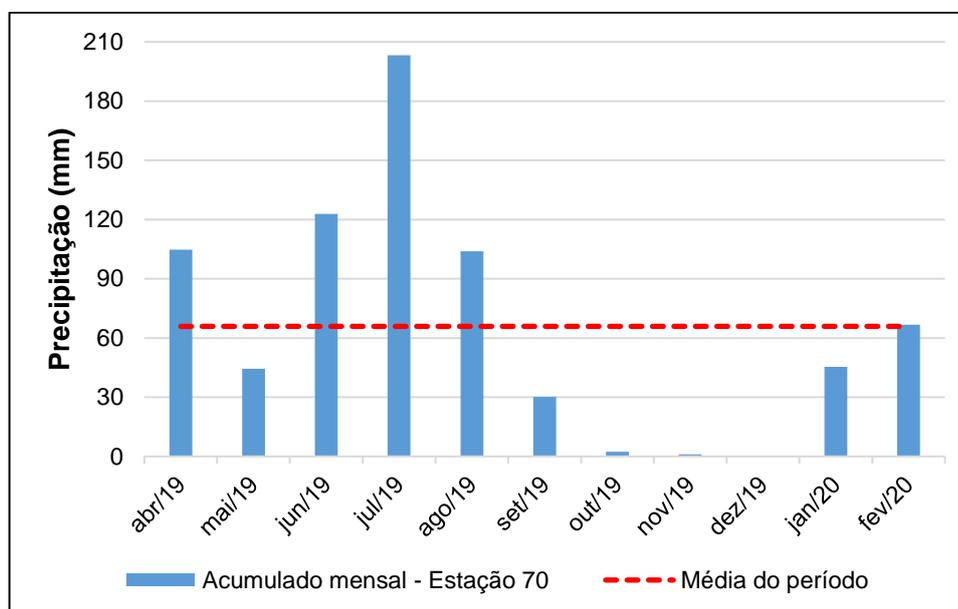
Figura 28 - Índice pluviométrico mensal da estação 211, em Caruaru, durante o período de estudo.



Na estação 70, em Toritama, durante o período de estudo, o mês de julho apresentou o maior índice pluviométrico, 203,2 mm. O mês de maio, apesar de ser considerado um mês chuvoso, ficou com índice pluviométrico abaixo da média mensal do período analisado, com índice pluviométrico de apenas 44,4 mm, e abaixo da média de referência (47 mm), encontrada na análise da série histórica. O mês de agosto, apesar de ser classificado como mês seco, apresentou índice pluviométrico acima da média do período e acima do valor de referência da série histórica, com índice pluviométrico de 103,9 mm. Além disso, com relação ao mês de fevereiro, esse

ficou um pouco acima da média do período de análise e acima do valor de referência da série histórica, com 66,8 mm de precipitação acumulada mensal.

Figura 29 - Índice pluviométrico mensal da estação 70, em Toritama, durante o período de estudo.



6.2 Tempo de concentração da bacia

De acordo com a equação de Kirpich modificada (Equação 6), foram realizados os cálculos do tempo de concentração das bacias hidrográficas dos rios Ipojuca e Capibaribe. O tempo de concentração foi calculado levando em consideração o ponto a declividade e o comprimento da nascente do rio principal, até o último ponto de análise das mesmas.

A Tabela 11 mostra os valores aplicados no cálculo do tempo de concentração:

Tabela 11 - Dados das bacias do Capibaribe e Ipojuca utilizados para o cálculo do tempo de concentração da bacia

Dados	Bacia do rio Capibaribe	Bacia do rio Ipojuca
Área (km ²)	3435	7455
L (km)	165,4	104,3
H da nascente (m)	876	1135
H do último ponto (m)	509	340
ΔH (m)	367	795

O tempo de concentração obtido foi de 0,97 dia para a bacia do rio Capibaribe e de 2,22 dias para a bacia do rio Ipojuca. Portanto, serão utilizados os dados pluviométricos do último dia posterior à coleta, para análise dos dados do rio Capibaribe e o regime pluviométrico acumulado dos três últimos dias posteriores ao dia da coleta no rio Ipojuca. Na Tabela 12 encontra-se o índice pluviométrico mensal acumulado, na região analisada, dos rios Capibaribe e Ipojuca, conforme o cálculo do tempo de concentração.

Tabela 12 - Índice pluviométrico acumulado, segundo o tempo de concentração das bacias dos rios Capibaribe e Ipojuca, em mm, na região de coleta.

Mês	Rio Capibaribe	Rio Ipojuca
abr/19	0	4
mai/19	0	0
jun/19	45	47,8
jul/19	0	5
ago/19	3	11,5
set/19	0	0
out/19	0	0,2
nov/19	0	0
dez/19	0	0
jan/20	0	0
fev/20	0	0

Esses dados foram utilizados nas análises estatísticas de correlação, para análise da contribuição da pluviometria na diluição dos fármacos e nos parâmetros de qualidade monitorados nesse trabalho.

6.3 AINEs

6.3.1 Concentração dos AINEs nos rios Ipojuca e Capibaribe

Nas análises das amostras de água dos rios Capibaribe e Ipojuca, os fármacos diclofenaco e ibuprofeno foram quantificados em 100% das amostras, enquanto que o paracetamol e dipirona não foram detectados ou ficaram abaixo do limite de quantificação do equipamento CLAE, com exceção do ponto I1, no mês de abril, onde a concentração de paracetamol foi de 8 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

As Tabelas 13 e 14 apresentam as concentrações dos fármacos detectados nos rios Capibaribe e Ipojuca. As concentrações classificadas como não detectadas (ND) devem-se ao fato de não ter sido detectado nenhum sinal analítico durante o tempo

de retenção daquele analito. As concentrações que apresentaram um sinal analítico maior que o limite de detecção, porém não sendo possível a quantificação dos analitos, foram descritas como: abaixo do limite de quantificação (<LQ).

Tabela 13 - Concentração dos fármacos nos pontos de amostragem do rio Capibaribe.

Fármacos	Concentração ($\mu\text{g/L}$)					
	Abril		Maio		Junho	
	C1	C2	C1	C2	C1	C2
DC	135	239	82	1975	194	219
DP	ND	ND	<LQ	ND	ND	ND
PAR	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
IBU	1626	1339	1338	1332	724	908

C1 e C2: Pontos de amostragem no rio Capibaribe.

DC: diclofenaco; DP: dipirona; PAR: paracetamol; IBU: ibuprofeno.

LQ: limite de quantificação; ND: não detectado.

Tabela 14 - Concentração dos fármacos nos pontos de amostragem do rio Ipojuca.

Fármacos	Concentração ($\mu\text{g/L}$)								
	Abril			Maio			Junho		
	I1	I2	I3	I1	I2	I3	I1	I2	I3
DC	5482	81	3411	74	1005	542	247	3607	99
DP	<LQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PAR	8	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
IBU	868	1160	1053	818	1953	2318	1117	1727	1305

I1, I2, I3: Pontos de amostragem no rio Ipojuca.

DC: diclofenaco; DP: dipirona; PAR: paracetamol; IBU: ibuprofeno.

LQ: limite de quantificação; ND: não detectado.

A menor concentração de diclofenaco detectada no rio Capibaribe, foi $82 \mu\text{g.L}^{-1}$, no ponto C1. A concentração máxima detectada foi de $1975 \mu\text{g.L}^{-1}$, no ponto C2, no mês de maio. Observou-se que o ponto C2 apresentou as maiores concentrações desse fármaco, em comparação com o ponto C1, possivelmente relacionado ao lançamento de efluentes domésticos nesse ponto do rio, principal via de entrada dos CEs nos corpos hídricos. No rio Ipojuca, as concentrações mínima e máxima de diclofenaco foram detectadas no ponto I1, sendo 74 e $5482 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Praveena *et al.*, (2018), detectaram a presença de diclofenaco nas águas superficiais dos rios Lui, Gombak e Selangor, na Malásia, de clima tropical, nas concentrações médias de $2,76 \text{ ng.L}^{-1}$, $4,84 \text{ ng.L}^{-1}$ e $4,30 \text{ ng.L}^{-1}$, respectivamente. No Brasil, o diclofenaco também foi detectado em amostras de água dos ribeirões

Pinheiros e Anhumas, nas concentrações de 96 ng.L⁻¹ e 115 ng.L⁻¹, respectivamente, na cidade de Campinas, em São Paulo (MONTAGNER; JARDIM, 2011). No rio Iguaçu, na cidade de Curitiba, Paraná, a concentração de diclofenaco foi de 285 ng.L⁻¹ (KRAMER *et al.*, 2015). Em Pernambuco, Veras *et al.* (2019) detectaram a presença de diclofenaco no rio Beberibe, na região metropolitana de Recife, na concentração máxima de 193.000 ng.L⁻¹.

Com relação ao ibuprofeno, a concentração desse fármaco no rio Capibaribe variou na faixa de 724–1626 µg.L⁻¹. No rio Ipojuca, a faixa de detecção do ibuprofeno foi de 818–2318 µg.L⁻¹.

Em um estudo realizado por Rivera-Jaimes *et al.* (2018), nas águas superficiais do rio Apatlaco, corpo receptor dos efluentes de uma ETE da região, localizado no México, o diclofenaco também foi detectado em 100% das amostras, enquanto que o ibuprofeno foi detectado em apenas 78% das amostras analisadas. O diclofenaco foi detectado numa faixa de 258 -1398 ng.L⁻¹ e o ibuprofeno na faixa de 184 - 1106 ng.L⁻¹, concentrações menores que as detectadas nos rios Ipojuca e Capibaribe. Rivera-Jaimes *et al.* (2018), também detectaram em 91% das amostras o fármaco paracetamol, numa faixa de 354 - 4460 ng.L⁻¹, sendo esse fármaco não detectado nas águas superficiais dos rios Ipojuca e Capibaribe.

Acredita-se que a degradação do paracetamol observada nesse trabalho pode estar relacionada com o método utilizado para detecção desse composto e/ou também relacionado ao clima quente da região, contribuindo para sua fotodegradação, visto que, segundo Henschel *et al.* (1997), esse composto possui uma biodegradabilidade de 57% quando livre no ambiente. Para melhor avaliação do comportamento desse composto em rios inseridos no clima semiárido é necessário um estudo continuado sobre a detecção desse fármaco.

Osorio *et al.* (2012) detectaram a presença de diclofenaco e ibuprofeno no rio Llobregat, no nordeste da Espanha, nas faixas de 0,4–785,9 ng.L⁻¹ e 2,7–868 ng.L⁻¹, respectivamente, sendo essas concentrações bem inferiores com relação às concentrações detectadas desses fármacos detectadas nessa pesquisa. As concentrações detectadas por Osorio *et al.* (2012), foram atribuídas ao amplo uso desses medicamentos como analgésicos e anti-inflamatórios na medicina humana, já que a maioria deles estão prontamente disponíveis como medicamentos sem receita. Nessa mesma região, Mandaric *et al.* (2018) detectaram a presença de ibuprofeno

concentração máxima de 2660 ng.L⁻¹, nas águas superficiais do rio Ebro. A concentração elevada dos fármacos analisados no rio Ebro foi atribuída ao lançamento de efluentes, à baixa vazão desse rio e ao baixo fator de diluição desses contaminantes.

A concentração de dipirona variou entre a não detecção e valores abaixo do limite de quantificação, em ambos os rios estudados. Poucos estudos publicaram a presença de dipirona em estações de tratamento de esgoto e águas superficiais devido à sua rápida degradação (GOMEZ-CANELA *et al.*, 2019). Os metabólitos da dipirona (ou metamizol), estão presentes no ambiente devido à sua hidrólise espontânea no seu metabólito principal, 4- metilaminoantipirina (4-MAA), que é subsequentemente metabolizado em outros compostos. Os metabólitos finais, 4-formilaminoantipirina (4-FAA) e 4- acetilaminoantipirina (4-AAA) são frequentemente usados como indicadores de contaminação de corpos hídricos por esgotos (RADÓVIC *et al.*, 2015). Radóvic *et al.* (2015), detectaram a presença de dois dos metabólitos da dipirona em águas superficiais do rio Danúbio, na Sérvia, nas faixas de 9–186 ng.L⁻¹ (4-FAA) e 31–512 ng.L⁻¹ (4-AAA). Moldovan (2006), detectou a presença dos metabólitos 4-AAA e 4-FAA, nas concentrações variando nas faixas de 312–1560 ng.L⁻¹ e 103–510 ng.L⁻¹.

No rio Capibaribe, a concentração de paracetamol ficou abaixo do limite de quantificação durante o período de análise, não sendo possível quantificar esse analito. No rio Ipojuca, apenas no ponto I1 foi possível a detecção do paracetamol, com 8 µg.L⁻¹, porém em uma concentração bem menor com relação à detecção dos outros AINEs analisados. Comportamento semelhante foi observado por Ebele *et al.* (2020), que detectaram paracetamol numa concentração máxima de 12,43 µg.L⁻¹, em 17 amostras de água superficial, incluindo rios, canais e lagoas, na Nigéria, localizada na zona tropical, que possui apenas duas estações predominantes (seca e chuvosa). No Brasil, baixas concentrações de paracetamol em águas superficiais também foram detectados por Lopes *et al.* (2016), nas águas superficiais dos rios Camorim, Arroio Pavuna, Grande e Arroio Fundo, rios localizados no Rio de Janeiro, numa faixa de 0,009–0,014 µg.L⁻¹.

Vários fatores devem ser levados em consideração com relação ao entendimento das flutuações da concentração de contaminantes no meio ambiente, como: variações sazonais (temperatura da água, índice pluviométrico, intensidade da

luz), uso e consumo desses compostos pela população, vazão da água de superfície receptora, processos de degradação (biodegradação, fotodegradação), sorção nos sedimentos, captação por biota (OSORIO *et al.*, 2014; PAÍGA *et al.*, 2016).

Apesar dos fármacos dipirona e paracetamol não terem sido detectados e/ou ficaram abaixo do limite de quantificação, devido ao lançamento de efluentes sem tratamento prévio, em ambos os rios estudados, além da disposição de lixo de forma inadequada no solo, muitas vezes lançados às margens dos rios, ocorrendo, no período chuvoso, o possível escoamento desses resíduos para os corpos hídricos, há, portanto, a possibilidade de contaminação por esses compostos, porém em baixas concentrações, não sendo possível a quantificação dessas.

6.3.2 ETE - Rendeiras

Uma grande variação nas concentrações de CEs encontradas no esgoto bruto tem sido observada, sendo muitas vezes equivalente a mais de uma ordem de magnitude. De acordo com Petrie *et al.* (2015), alguns fatores influenciam na concentração dos contaminantes no esgoto bruto, como exemplo: as variações espaciais e/ou temporais no uso desses contaminantes. Além disso, outros fatores como: a precipitação, a diluição desses contaminantes através do lançamento de efluentes industriais, a degradação do esgoto à montante do ponto de amostragem, e o modo de amostragem, contribuem para essa variabilidade.

Ainda segundo Petrie *et al.* (2015), a sazonalidade é um dos fatores que contribui para as diferenças nas concentrações do CEs no esgoto bruto. Alguns CEs têm usos sazonais, indicando que sua carga no esgoto bruto sofre variações ao longo do ano. Petrie *et al.* (2015) utilizam o exemplo do aumento do uso dos anti-histamínicos, utilizados no tratamento de alergias, como a rinite alérgica, na época em que a produção do pólen é maior no Reino Unido. Além da sazonalidade, Petrie *et al.* (2015) relatam a falta de estudos sobre o impacto de eventos ocasionais no aumento dos CEs no esgoto bruto e na biota do corpo receptor. Segundo esse autor, pode-se prever um aumento no uso de drogas durante festivais de música, feriados, grandes eventos esportivos e por estudantes durante os períodos de provas para melhorar a concentração.

Na Tabela 15 encontram-se a concentração dos AINEs analisados nesse trabalho. O diclofenaco e ibuprofeno foram detectados e quantificados em 100% das amostras analisadas, tanto no esgoto bruto quanto no efluente tratado. O paracetamol

e a dipirona não foram detectadas ou ficaram abaixo do limite de quantificação, não sendo possível a quantificação desses fármacos.

Tabela 15 - Concentração dos fármacos no esgoto bruto (EB) e esgoto tratado (ET) da ETE Rendeiras em Caruaru.

Fármacos	Concentração ($\mu\text{g/L}$)					
	Abril		Maio		Junho	
	EB	ET	EB	ET	EB	ET
DC	472	241	2355	150	428	274
DP	ND	ND	ND	ND	ND	ND
PAR	ND	ND	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
IBU	7652	1029	757	1164	6013	7395

EB: esgoto bruto; ET: esgoto tratado.

DC: diclofenaco; DP: dipirona; PAR: paracetamol; IBU: ibuprofeno.

LQ: limite de quantificação; ND: não detectado.

Alguns estudos relatam que o diclofenaco não é removido com eficácia pelos sistemas convencionais de tratamento de esgotos e é um dos anti-inflamatórios menos biodegradável (SARI *et al.*, 2014; VIENO; SILLANPÄÄ, 2014). Além disso, em um estudo realizado por Palli *et al.* (2019) em ETEs da região central da Itália, o diclofenaco foi um dos fármacos que apresentou comportamento recalcitrante com relação ao tratamento biológico. Devido a isso, o diclofenaco tem sido detectado nos efluentes das ETEs, atingindo, então, os corpos hídricos receptores.

Durante o período de análise, as concentrações de diclofenaco foram maiores no efluente bruto em comparação com as concentrações no efluente tratado, indicando uma remoção positiva desse composto. O diclofenaco é levemente solúvel em água e possui um coeficiente de octanol-água ($\log K_{ow}$) moderadamente baixo e apenas uma porção menor desse composto é absorvida para o lodo (VIENO; SILLANPÄÄ, 2014).

As maiores concentrações no esgoto bruto e no efluente tratado foram referentes ao ibuprofeno. O ibuprofeno é um dos medicamentos de venda livre mais populares mundialmente, sendo relatada a ocorrência desse fármaco em águas superficiais e em efluentes domésticos e hospitalares (Žur *et al.*, 2018). No presente estudo, a concentração máxima desse fármaco no esgoto bruto foi de $7652 \mu\text{g.L}^{-1}$, no mês de maio. No efluente tratado, a concentração máxima foi de $7395 \mu\text{g.L}^{-1}$. Além de apresentar as maiores concentrações, o ibuprofeno também apresentou eficiência de remoção negativa nos meses de maio e junho.

De acordo com Samaras *et al.* (2013), apesar de ser relatada a presença de micropoluentes em ETEs, diferenças significativas têm sido observadas em seus níveis de concentração e taxas de remoção. Os tipos de tratamento, as condições operacionais utilizadas (tempo de retenção hidráulica e tempo de retenção do lodo), além de outros parâmetros (temperatura, pH e sazonalidade) têm um efeito importante na remoção de micropoluentes.

Kermia, Fouial-Djebbar, Trari (2016), avaliaram a ocorrência de AINEs em duas ETEs da Argélia. Em uma das ETEs o diclofenaco apresentou concentrações maiores no efluente tratado ($2710,7 \text{ ng.L}^{-1}$) em comparação com o efluente bruto ($990,5 \text{ ng.L}^{-1}$), com eficiência de remoção negativa, de $-173,7\%$; enquanto que a outra ETE apresentou uma eficiência de remoção de $30,3\%$ para esse mesmo fármaco, com concentrações no efluente bruto e tratado de $2318,5 \text{ ng.L}^{-1}$ e $1615,7 \text{ ng.L}^{-1}$, respectivamente. De acordo com os autores, a eficiência de remoção negativa verificada foi provavelmente devido à: desconjugação de metabólitos conjugados durante o processo de tratamento; uma subestimação da concentração foi devida à filtração durante a preparação da amostra, com o material particulado com produtos farmacêuticos adsorvidos sendo filtrados e/ou à dessorção de compostos farmacêuticos da fase particulada durante o tratamento de águas residuais.

Ashfaq *et al.* (2017) investigaram a ocorrência de 11 medicamentos nas diferentes matrizes ambientais (efluente, lodo, resíduos sólidos e amostras de solo), nas proximidades das indústrias farmacêutica de Shiekhupura, Lahore, Paquistão. Dentre eles, o diclofenaco e o ibuprofeno apresentaram as maiores concentrações nas águas residuais analisadas. A ocorrência do ibuprofeno e diclofenaco foi verificada nas faixas de concentrações de $703\text{--}1673 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$ e $252\text{--}836 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Pereira *et al.* (2015) avaliaram a presença de fármacos em 15 ETEs em Portugal, dentre o grupo dos AINEs foram estudados o diclofenaco e ibuprofeno. A concentração do diclofenaco no esgoto bruto variou na faixa de $\text{ND--}2400 \text{ ng.L}^{-1}$. No efluente tratado, a concentração variou entre $\text{ND--}670 \text{ ng.L}^{-1}$. Dentre os fármacos analisados o diclofenaco apresentou a menor eficiência de remoção entre as ETEs analisadas, com uma média de $45,6\%$. A concentração de ibuprofeno encontrada por Pereira *et al.* (2015), no efluente bruto e tratado, dessas ETEs, variou nas faixas de

ND–8600 ng.L⁻¹ e ND–1370 ng.L⁻¹, respectivamente. A taxa de remoção do ibuprofeno nesse trabalho foi de 94,1%.

Em um estudo realizado por Patrolecco; Capri e Ademollo (2015) em 4 ETEs, na cidade de Roma, na Itália, o diclofenaco foi encontrado no efluente bruto na faixa de 514–2230 ng.L⁻¹ e no efluente tratado numa faixa de 321–1424 ng.L⁻¹. Américo *et al.* (2012), detectaram diclofenaco em um ETE no Mato Grosso do Sul, numa concentração de 2,471 µg.L⁻¹ no esgoto bruto e 0,273 µg.L⁻¹ no efluente tratado, com eficiência de remoção de 89% desse composto. Nesse mesmo estudo, o ibuprofeno foi detectado, no efluente bruto e tratado, na concentração de 2,325 µg.L⁻¹ e 0,233 µg.L⁻¹, respectivamente, com eficiência de remoção de 90%.

A concentração de paracetamol no esgoto bruto e no efluente da ETE variou entre não detectado e abaixo do limite de quantificação do equipamento. Segundo Américo *et al.* (2012), as baixas concentrações desse fármaco em efluentes de ETE podem estar associados a processos que contribuam para sua remoção, como por exemplo, adsorção, biodegradação ou fotodegradação. Além disso, segundo Henschel *et al.* (1997), o paracetamol possui uma biodegradabilidade de 57% quando livre no ambiente. Américo *et al.* (2012) detectaram paracetamol apenas no efluente bruto de uma ETE, na concentração de 0,13 µg.L⁻¹, não sendo possível a detecção do composto no efluente tratado.

Em uma ETE na Polônia, Migowska *et al.* (2012), a concentração de paracetamol ficou abaixo do limite de detecção do método utilizado, no esgoto bruto e no efluente da ETE. Nesse mesmo estudo, a concentração de diclofenaco no esgoto bruto e no efluente tratado foi de 0,46 µg.L⁻¹ e 0,12 µg.L⁻¹, enquanto que para o ibuprofeno foi de 0,28 µg.L⁻¹ e 0,11 µg.L⁻¹.

Embora não existam muitos relatos com relação à presença da dipirona em ETEs, devido à sua rápida degradação (ROSAL *et al.*, 2010; GEYGE-SZABÓ *et al.*, 2014; GOMÉZ-CANELA, 2019), a presença dos seus metabólitos tem sido relatada em alguns estudos. Szabó *et al.* (2013) e Rosal *et al.* (2010) detectaram a presença de quatro metabólitos da dipirona em ETEs na Hungria e Espanha.

Com relação a presença do fármaco dipirona em ETEs, Guedes-Alonso *et al.* (2013) analisaram a presença de 13 compostos farmacêuticos em ETEs na ilha de Grã Canária, na Espanha, e detectaram a dipirona em concentrações que variaram entre 0,24 e 8,25 µg.L⁻¹. No Brasil, Ghiselli (2006), detectou a presença de dipirona

em esgoto bruto e tratado em um ETE de Campinas, São Paulo, nas concentrações de 36,4 e 23,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente. Souza (2011) avaliou a concentração de dipirona em 7 ETEs de Fortaleza, no Ceará, sendo uma delas hospitalar. A dipirona foi detectada numa faixa de 2,8–8,97 $\mu\text{g.L}^{-1}$, no esgoto bruto, sendo a concentração máxima pertencente à ETE hospitalar. No esgoto tratado a concentração de dipirona foi detectada na faixa de 0,3–1,38 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Napoleão (2015) detectou o fármaco dipirona em amostras de uma ETE de indústria farmacêutica, numa concentração de 3920 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em duas ETEs com tratamento de efluente doméstico, com concentração de 1050 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e 650 $\mu\text{g.L}^{-1}$, e também em um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, numa concentração de 960 $\mu\text{g.L}^{-1}$.

Na Tabela 16 encontram-se os valores médios das concentrações dos fármacos analisados nesse trabalho, referentes aos pontos do rio Ipojuca e ao efluente tratado de ETE-Rendeiras, sendo I1 e I2 à montante do lançamento da ETE, e o ponto I3, à jusante do lançamento do efluente tratado.

Tabela 16 - Valor médio da concentração dos fármacos analisados nos pontos de análise do rio Ipojuca e no efluente tratado da ETE-Rendeiras.

Fármacos	Concentração ($\mu\text{g/L}$)			
	I1	I2	ET	I3
DC	1934	1564	222	1351
DP	ND	ND	ND	ND
PAR	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
IBU	934	1613	3196	1559

I1, I2, I3: Pontos de amostragem no rio Ipojuca,

ET: Esgoto tratado da ETE.

DC: diclofenaco; DP: dipirona; PAR: paracetamol; IBU: ibuprofeno.

LQ: limite de quantificação; ND: não detectado.

De acordo com a Tabela 16, os pontos I1 e I2 apresentaram as maiores concentrações de diclofenaco, em comparação com o ponto I3. A maior concentração de Ibuprofeno foi detectada no ponto I2, com 1613 $\mu\text{g.L}^{-1}$, em comparação com os outros dois pontos. Apesar da concentração de ibuprofeno no efluente tratado da ETE ter sido maior do que a encontrada nos pontos analisados, observa-se que esse fato não resultou em um aumento na concentração desse fármaco no ponto I3. Isso pode estar possivelmente relacionado à diluição desse fármaco e ao aumento da vazão do corpo hídrico observado para esse ponto.

De acordo com Couto; Lange; Amaral (2019), em geral, as concentrações individuais de muitos fármacos são mais altas nos efluentes das ETEs do que as

encontradas nas águas superficiais, esse fator é atribuído à diluição e à remediação parcial por vias naturais como hidrólise, sorção em coloides, atenuação natural da biodegradação e fotólise. No presente estudo, esse fato foi observado para o Ibuprofeno. Entretanto, com relação ao diclofenaco, a concentração média desse fármaco no efluente tratado foi menor que as concentrações médias encontradas nos pontos do rio Ipojuca. No entanto, segundo Mandaric *et al.* (2018), os níveis de concentração dos fármacos em águas superficiais são dependentes do tempo de deslocamento hidráulico e da distância do ponto de descarga, relacionados com a vazão do corpo hídrico.

6.3.2.1 Eficiência de remoção

ETEs que apresentam apenas tratamento primário e secundário, como a ETE em estudo, tendem a apresentar menores eficiências de remoção quando comparadas com as que apresentam o sistema de tratamento terciário, que empregam processos físico-químicos, como carvão ativado e oxidação química, devido ao fato de que em sistemas convencionais de tratamento, os processos principais para a remoção de fármacos são a biodegradação e a sorção no lodo (MARTÍN *et al.*, 2012; STELATO *et al.*, 2016), que não são específicos para a remoção de compostos farmacêuticos (AQUINO; BRANDT; CHERNICHARO, 2013).

A remoção de fármacos do esgoto em ETE depende das propriedades físico-químicas das moléculas, das configurações dos sistemas de tratamento e das condições operacionais aplicadas às unidades de tratamento. No caso dos fármacos mais frequentemente detectados no esgoto, esperam-se eficiências de remoção que variam de intermediária (20 a 80%) à baixa (< 20%). A eficiência de remoção dependerá da capacidade de sorção do composto e dos parâmetros operacionais aplicados aos sistemas de tratamento, como a idade do lodo e o tempo de detenção hidráulica (AQUINO; BRAUDT; CHERNICHARO, 2013).

Na Tabela 17 encontram-se os potenciais de remoção dos fármacos diclofenaco e ibuprofeno, que foram detectados no efluente bruto e tratado, da ETE-Rendeiras, em Caruaru. As eficiências de remoção nas ETEs dependem de vários fatores, como propriedades físico-químicas dos compostos, condições climáticas (temperatura e intensidade da luz solar), tipo de processo de tratamento empregado, condições operacionais do processo de tratamento (temperatura de operação, tempo de retenção de sólidos e tempo de retenção hidráulica), bem como a idade do lodo

ativado usado na ETE. Portanto, as eficiências de remoção podem variar significativamente entre estações e dentro de uma mesma estação em diferentes períodos de tempo (GRACIA-LOR *et al.*, 2012; PALLI *et al.*, 2019).

Tabela 17 - Potencial de remoção dos fármacos na ETE-Rendeiras, em Caruaru.

Eficiência de remoção (%)			
	Abril	Mai	Junho
DC	48,9	93,6	35,9
IBU	86,6	-53,7	-23,0

DC: diclofenaco; IBU: ibuprofeno.

De acordo com Aquino; Brandt; Chernicharo (2013), para a obtenção de elevadas eficiências de remoção (>90%) de fármacos em sistemas de tratamento de esgoto, é necessário a adoção de sistemas de tratamento terciário. Nesse trabalho, segundo a classificação adotada por esses autores, foi observado que a eficiência de remoção do diclofenaco foi intermediária (20 a 80%), exceto para o mês de maio, onde a eficiência de remoção foi considerada elevada (93,6%). O ibuprofeno apresentou eficiência de remoção intermediária apenas no mês de abril, com 86,6% de remoção, porém os meses de maio e junho indicaram remoção negativa desse composto. A eficiência de remoção dos fármacos dipirona e paracetamol não foi possível de calcular, devido ao fato de que as concentrações desses fármacos não foram detectadas ou estiveram abaixo do limite de quantificação.

Em alguns casos as concentrações de alguns componentes podem ser maiores nas amostras do efluente de ETEs, do que nas amostras de esgoto bruto, indicando, portanto, uma eficiência de remoção negativa. Esse aumento provavelmente se deve à a conversão de metabólitos conjugados em seu composto original por processos enzimáticos nas ETEs e à dessorção de PhCs da fase particulada durante o tratamento de águas residuais (FERNADÉZ-LOPEZ *et al.*, 2016; KERMIA; FOUIAL-DJEBBAR; TRARI, 2016; KUMAR; SARMAH; PADHYE, 2019; PALLI *et al.*, 2019). De acordo com Fernández-Lopez *et al.* (2016), esse aumento da concentração no efluente de ETEs também se deve ao fato de que os compostos farmacêuticos podem ser liberados a partir de partículas fecais quando as fezes estão sendo decompostas por micróbios. Além disso, segundo Palli *et al.* (2019), as variações de amostragem devido a longos tempos de retenção hidráulica também podem influenciar no aumento da concentração dos componentes no efluente.

Transformações químicas e físicas, biodegradação e sorção em material sólido, indicam que alguns produtos farmacêuticos são acumulados no lodo de esgoto. Portanto, embora obtendo boas taxas de remoção na fase aquosa (ao comparar a concentração entre esgoto bruto e esgoto tratado), não implicam uma degradação na mesma extensão. A conversão de um determinado produto farmacêutico em compostos diferentes do analisado levaria a níveis farmacêuticos mais baixos no esgoto tratado, concluindo que ocorre uma remoção "aparente" daquele composto (JELIC *et al.*, 2011; GRACIA-LOR *et al.*, 2012; VERLICCHI; ZAMBELLO; AUKIDY, 2013). Em geral, a eliminação da maioria das substâncias é incompleta, sendo necessário, portanto, haver melhorias no tratamento de águas residuais e tratamentos subsequentes do lodo produzido para impedir a introdução de micropoluentes, como os compostos farmacêuticos, no meio ambiente (JELIC *et al.*, 2011).

6.4 Análise dos parâmetros de qualidade da água

Os resultados das análises físico-químicas e biológica foram comparados aos valores recomendados pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas doces, classes 2 e 3, referentes ao enquadramento dos rios Capibaribe e Ipojuca, respectivamente.

Além disso, os resultados das análises de cada ponto foram submetidos ao tratamento estatístico convencional, para obtenção de média, desvio padrão e intervalo de confiança (95%), nos períodos seco e chuvoso, conforme Tabelas 18 e 19.

Tabela 18 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água nos pontos amostrais do rio Capibaribe.

	Período seco					Período chuvoso				
	Máx.	Mín.	Média	DP	IC (95%)	Máx.	Mín.	Média	DP	IC (95%)
PONTO C1										
Temp. (°C)	31,1	26,0	28,7	1,7	1,7	30,2	25,9	27,2	2,0	1,5
pH	9,5	7,2	8,4	0,9	0,9	9,0	8,7	8,8	0,2	0,1
Cond. (mS/cm)	7,8	3,5	4,8	1,5	1,4	7,2	3,6	6,2	1,7	1,3
Salinidade	5,7	1,8	2,7	1,4	1,3	4,0	1,8	3,4	1,1	0,8
Turbidez (NTU)	213,0	15,8	52,0	71,6	70,2	17,8	10,1	15,5	3,6	2,7
OD (mg/L)	5,2	1,0	2,9	1,3	1,3	3,1	1,0	1,8	0,9	0,7
DQO (mg/L)	626,8	43,2	341,5	222,8	218,3	863,8	271,7	457,3	277,8	205,8
DBO (mg/L)	100,0	5,0	34,7	34,6	33,9	160,0	20,0	72,5	61,8	45,8
Fósforo (mg/L)	8,6	2,9	5,4	2,0	2,0	3,3	0,9	2,1	1,0	0,7
NTK (mg/L)	12,0	0,6	6,2	3,6	3,5	7,4	1,1	4,1	2,6	1,9
Coli. Term. (NMP/100 mL)	5,00E+04	2,00E+02	1,04E+04	1,77E+04	1,74E+04	2,91E+04	2,30E+03	9,67E+03	1,30E+04	9,64E+03
Sólidos totais (mg/L)	7074,0	2218,0	3569,1	1771,9	1736,4	4484,0	2382,0	3930,5	1032,7	765,0
Sólidos totais voláteis (mg/L)	1680,0	514,0	804,0	442,7	433,9	962,0	510,7	736,7	197,5	146,3
Sólidos totais fixos (mg/L)	5256,0	1718,0	2752,9	1284,2	1258,5	3714,0	1900,0	3182,0	858,3	635,9
PONTO C2										
Temp. (°C)	29,7	25,8	28,0	1,4	1,4	29,5	25,2	26,5	2,0	1,5
pH	8,3	7,1	7,9	0,4	0,4	8,7	7,9	8,2	0,3	0,3
Cond. (mS/cm)	8,6	3,8	6,5	1,6	1,6	4,6	2,8	3,6	0,8	0,6
Salinidade	5,3	2,0	3,7	1,2	1,1	2,3	1,4	1,8	0,4	0,3
Turbidez (NTU)	615,0	19,4	248,2	202,0	197,9	437,0	17,1	163,4	186,5	138,2
OD (mg/L)	1,4	0,1	0,8	0,4	0,4	1,8	0,5	1,0	0,6	0,4
DQO (mg/L)	901,9	143,8	453,0	248,5	243,5	746,0	50,3	381,7	287,3	212,8
DBO (mg/L)	180,0	20,0	95,7	65,8	64,5	160,0	10,0	63,5	66,8	49,5
Fósforo (mg/L)	21,5	4,3	11,8	6,4	6,3	10,7	2,9	5,9	3,4	2,5
NTK (mg/L)	46,7	6,0	29,4	14,6	14,3	36,6	6,8	21,0	12,4	9,2
Coli. Term. (NMP/100 mL)	1,60E+06	7,00E+03	3,32E+05	5,62E+05	5,50E+05	2,42E+05	8,00E+03	1,42E+05	9,76E+04	7,23E+04

Sólidos totais (mg/L)	6482,0	2376,0	4791,6	1641,8	1608,9	2932,0	1868,0	2535,8	494,2	366,1
Sólidos totais voláteis (mg/L)	994,0	492,0	723,1	165,8	162,5	1613,0	440,0	838,3	550,7	407,9
Sólidos totais fixos (mg/L)	5610,0	1884,0	4044,9	1495,0	1465,1	2078,0	1334,0	1850,0	346,4	256,6

Máx.: máximo; Mín.: mínimo; DP: desvio padrão; IC: intervalo de confiança.

Tabela 19 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade da água nos pontos amostrais do rio Ipojuca.

PONTO I1	Período seco					Período chuvoso				
	Máx.	Mín.	Média	DP	IC (95%)	Máx.	Mín.	Média	DP	IC (95%)
Temp. (°C)	31,1	25,3	28,1	1,9	1,9	26,5	23,4	24,4	1,4	1,1
pH	7,5	6,6	7,2	0,3	0,3	8,0	7,4	7,7	0,3	0,2
Cond. (mS/cm)	3,0	1,4	2,3	0,6	0,6	2,9	1,7	2,4	0,5	0,4
Salinidade	1,5	0,8	1,1	0,3	0,3	1,2	0,6	1,0	0,3	0,2
Turbidez (NTU)	111,0	16,3	54,0	30,2	29,6	57,5	9,4	39,3	21,9	16,2
OD (mg/L)	2,2	0,4	1,2	0,6	0,6	2,9	0,2	1,5	1,1	0,8
DQO (mg/L)	365,6	61,2	231,5	108,5	106,3	392,5	120,8	309,0	126,7	93,9
DBO (mg/L)	45,0	10,0	22,4	12,9	12,6	20,0	5,0	11,3	6,3	4,7
Fósforo (mg/L)	10,7	2,4	5,2	3,1	3,1	4,5	2,4	3,3	1,0	0,8
NTK (mg/L)	9,4	2,0	4,3	2,4	2,4	9,4	4,8	7,2	2,1	1,5
Coli. Term. (NMP/100 mL)	9,00E+05	1,30E+04	2,12E+05	3,09E+05	3,03E+05	5,00E+04	1,30E+04	2,83E+04	1,56E+04	1,15E+04
Sólidos totais (mg/L)	1856,0	1068,0	1548,2	284,9	279,2	1832,0	1081,3	1413,8	313,2	232,0
Sólidos totais voláteis (mg/L)	432,0	214,0	295,0	78,3	76,7	408,0	260,0	328,0	74,2	54,9
Sólidos totais fixos (mg/L)	1466,0	808,0	1243,4	233,7	229,0	1592,0	728,0	1098,5	374,0	277,1
PONTO I2	Máx.	Mín.	Média	DP	IC (95%)	Máx.	Mín.	Média	DP	IC (95%)
Temp. (°C)	32,0	24,4	29,9	2,6	2,6	26,4	24,0	25,6	1,1	0,8
pH	7,7	4,7	7,0	1,1	1,1	8,7	7,9	8,2	0,4	0,3
Cond. (mS/cm)	1,9	1,0	1,4	0,3	0,3	2,6	0,2	1,6	1,0	0,7
Salinidade	0,9	0,4	0,6	0,2	0,2	1,1	0,0	0,6	0,5	0,3

Turbidez (NTU)	126,0	32,3	94,1	29,2	28,6	381,0	31,6	135,0	165,0	122,3
OD (mg/L)	1,3	0,2	0,6	0,4	0,3	4,8	1,2	2,7	1,7	1,3
DQO (mg/L)	440,8	107,9	326,2	133,2	130,6	500,6	181,1	334,2	156,3	115,8
DBO (mg/L)	240,0	20,0	175,0	74,4	73,0	155,0	25,0	82,5	65,1	48,2
Fósforo (mg/L)	15,3	4,4	11,5	4,1	4,1	10,6	3,3	5,5	3,5	2,6
NTK (mg/L)	90,1	16,5	60,1	22,1	21,7	56,5	2,5	24,5	22,8	16,9
Coli. Term. (NMP/100 mL)	1,60E+07	3,00E+04	9,50E+06	8,11E+06	7,95E+06	2,42E+05	9,00E+04	1,63E+05	6,21E+04	4,60E+04
Sólidos totais (mg/L)	1196,0	694,0	932,0	181,1	177,5	1748,0	370,0	1019,0	570,9	422,9
Sólidos totais voláteis (mg/L)	405,3	233,3	317,6	68,1	66,7	414,0	120,0	251,2	151,3	112,0
Sólidos totais fixos (mg/L)	888,0	416,0	621,0	171,7	168,3	1380,0	173,0	761,3	493,1	365,3
PONTO I3	Máx.	Mín.	Média	DP	IC (95%)	Máx.	Mín.	Média	DP	IC (95%)
Temp. (°C)	29,7	26,1	28,4	1,2	1,2	27,2	24,7	25,7	1,2	0,9
pH	7,8	6,7	7,5	0,4	0,4	8,2	7,8	8,0	0,2	0,1
Cond. (mS/cm)	2,1	1,0	1,4	0,3	0,3	1,9	1,3	1,6	0,3	0,2
Salinidade	1,0	0,4	0,6	0,2	0,2	0,8	0,5	0,6	0,1	0,1
Turbidez (NTU)	111,0	26,0	76,0	26,5	26,0	55,8	28,4	40,9	14,1	10,5
OD (mg/L)	1,4	0,2	0,6	0,4	0,4	3,5	0,2	1,6	1,4	1,0
DQO (mg/L)	682,8	161,8	329,9	170,4	167,0	530,1	150,9	360,8	158,6	117,5
DBO (mg/L)	125,0	25,0	80,7	29,6	29,0	140,0	20,0	61,3	56,6	41,9
Fósforo (mg/L)	11,3	2,9	8,3	2,8	2,7	7,4	3,0	5,0	2,2	1,7
NTK (mg/L)	85,1	15,1	47,9	24,6	24,1	40,6	17,9	29,2	12,8	9,5
Coli. Term. (NMP/100 mL)	1,60E+07	5,00E+04	7,15E+06	6,69E+06	6,56E+06	2,42E+05	1,70E+04	1,45E+05	9,35E+04	6,93E+04
Sólidos totais (mg/L)	1344,0	612,0	859,6	240,5	235,7	1246,0	640,0	927,0	303,9	225,1
Sólidos totais voláteis (mg/L)	382,0	116,0	241,6	90,4	88,6	312,0	30,0	201,3	121,5	90,0
Sólidos totais fixos (mg/L)	920,0	442,0	610,9	172,4	169,0	852,0	485,0	704,8	180,0	133,4

Máx.: máximo; Mín.: mínimo; DP: desvio padrão; IC: intervalo de confiança

6.4.1 Temperatura

A Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) não estabelece padrões para esse parâmetro em seu texto, no entanto, a temperatura exerce considerável influência nas características físicas e nas reações químicas e bioquímicas da água.

As Figuras 30 e 31 mostram a variação da temperatura da água ao longo do período amostral, nos corpos d'água monitorados, apresentando as temperaturas mínimas no período chuvoso, nos meses de junho e julho. Observa-se o aumento da temperatura da água em todos os pontos analisados no período seco, podendo ser atribuída à redução da precipitação pluviométrica e à incidência solar.

Figura 30 - Temperatura da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.

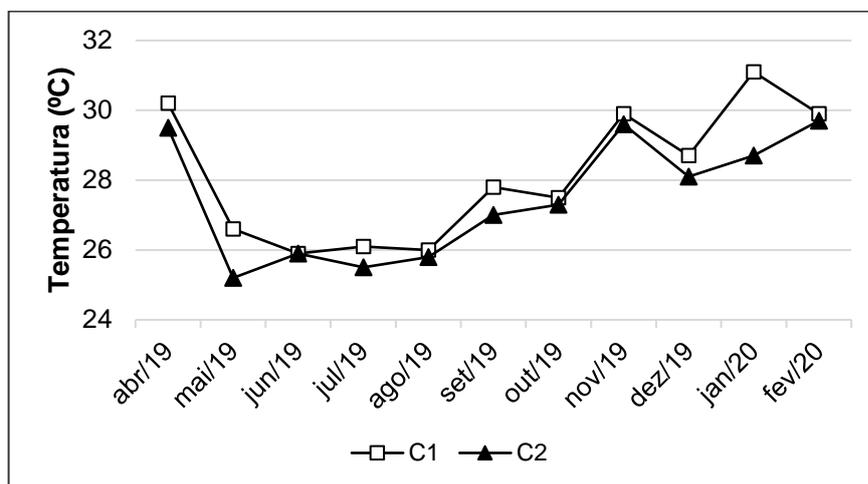
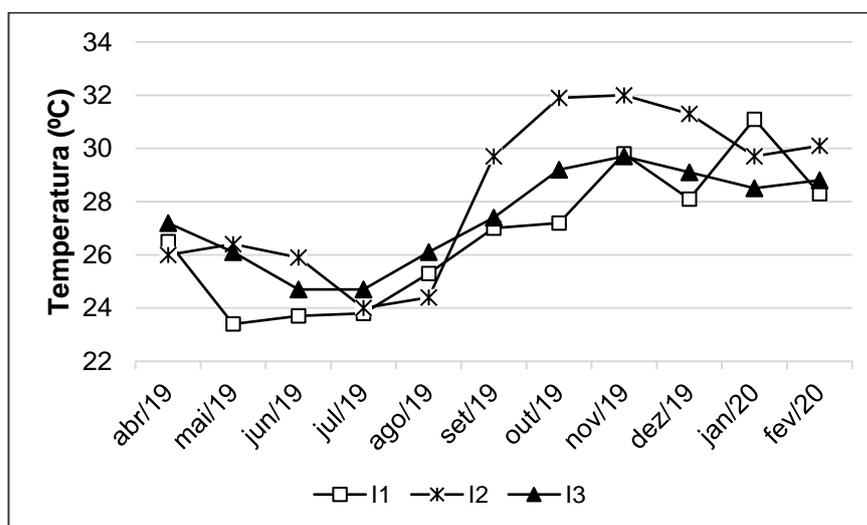


Figura 31 - Temperatura da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



6.4.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O caráter básico, neutro ou ácido de um recurso hídrico é identificado a partir da medição do pH. De acordo com Li e Liu (2019), o pH é um dos parâmetros mais importantes e frequentemente usados para avaliar a qualidade da água, devido ao fato de que todas as fases que envolvem o tratamento de água para abastecimento e o tratamento de águas residuais são dependentes do pH.

Segundo Sperling (1996), alterações no pH podem ter origens naturais, provenientes da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera (possível relação com atividades antrópicas), oxidação da matéria orgânica (formação de ácidos húmicos), fotossíntese e etc.; e origens antropogênicas, relacionadas ao despejo de esgotos domésticos (oxidação da matéria orgânica), despejos industriais, poluição atmosférica e consequente chuva ácida, dentre outros exemplos.

O excesso de matéria orgânica influencia na redução do valor de pH na água devido à liberação de gás carbônico decorrente de compostos orgânicos ácidos e da decomposição, a qual origina ácido carbônico em meio aquoso. Além disso, as taxas de fotossíntese do ecossistema também influenciam diretamente os valores do pH, pois quando há a elevação dessa, favorecida pelo enriquecimento da água pelos nutrientes nitrogênio e fósforo, o pH da água tende a aumentar, tornando-se mais alcalino devido a diminuição das concentrações de gás carbônico na água (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Ao confrontar os resultados com os limites definidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), constata-se que, em geral, os pontos amostrais do rio Ipojuca encontram-se em conformidade com o estabelecido pela Resolução, cujo limite situa-se entre 6 e 9. Ainda segundo esse limite, o rio Capibaribe apresentou o valor de pH acima do proposto pela Resolução CONAMA nº 357/2005, no ponto de análise C1, que esteve no limite máximo no mês de dezembro/2019, ultrapassando esse limite nos meses de novembro/2019 e janeiro/2019, permanecendo nos padrões da resolução, no demais meses.

Nas Figuras 32 e 33, é possível observar que, no período analisado, as águas do rio Capibaribe apresentam em média características mais básicas, enquanto que a do rio Ipojuca apresenta em média águas mais próximas da neutralidade.

Figura 32 - pH da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.

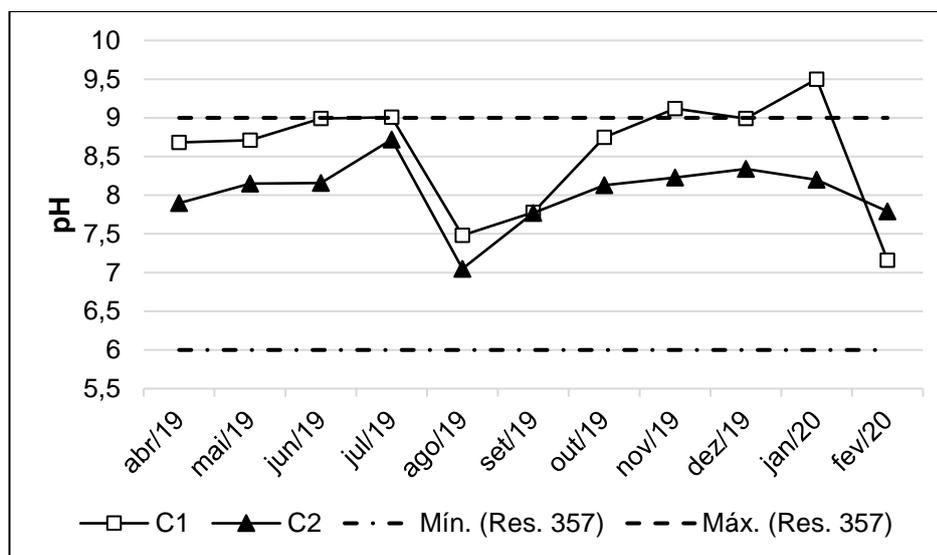
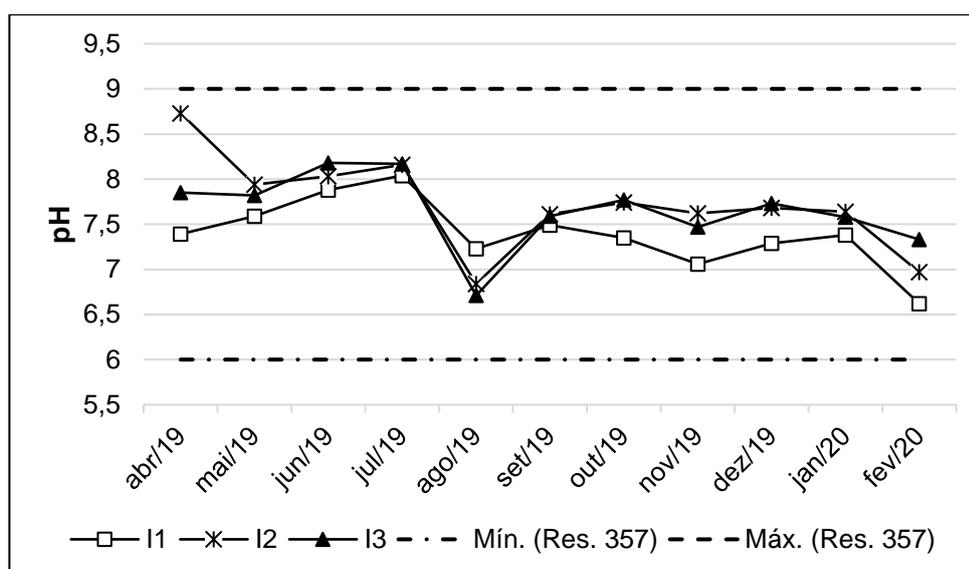


Figura 33 - pH da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



6.4.3 Condutividade elétrica e salinidade

A condutividade elétrica (CE) é uma medida da capacidade de uma solução aquosa de transportar uma corrente elétrica. É frequentemente usada como uma medida indireta da salinidade e dos sólidos dissolvidos totais (LI; LIU, 2019b).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não determina valores para o parâmetro condutividade elétrica, porém, a CETESB considera que valores superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ são indicativos de ambientes impactados.

Com relação à condutividade elétrica, como pode ser observado nas Figuras 34 e 35, essa ficou acima de $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ em todos os pontos de análise nos dois corpos hídricos analisados, então, segundo a CETESB, esses pontos analisados são indicativos de ambientes impactados. Então, torna-se necessário a análise de outros parâmetros de qualidade da água para essa verificação.

A salinidade das águas, que a define como doces, salinas e salobras, é expressa em mg/kg ou ainda, em partes por mil (‰), isto é, g/kg e traduz o teor de sais dissolvidos (OLIVEIRA; CAMPOS; MEDEIROS, 2010). De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, águas doces apresentam salinidade igual ou inferior a $0,5 \text{‰}$.

Como pode ser observado na Figura 34, a salinidade do rio Capibaribe esteve acima do preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Na Figura 35, com relação ao rio Ipojuca, a salinidade do ponto I1 esteve acima do limite aceitável pela Resolução, os pontos I2 e I3, na maioria dos meses de análise, também estiveram acima do limite, excetuando-se os meses de dezembro/2019 e janeiro/2020. Além disso, pode ser observado a similaridade nas medidas da salinidade entre os pontos I2 e I3.

Figura 34 - Salinidade e condutividade da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.

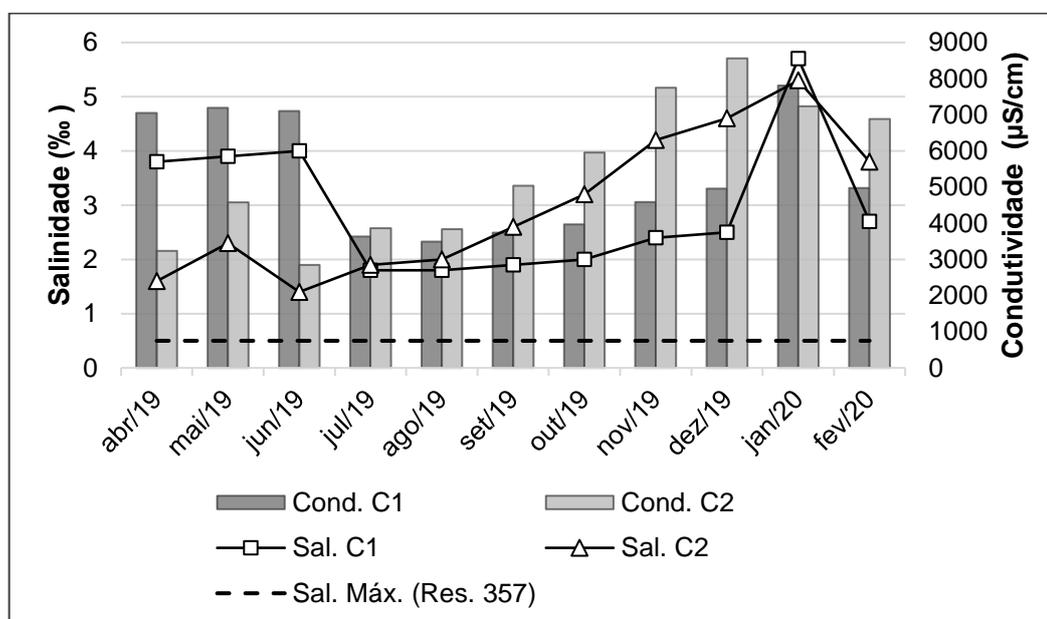
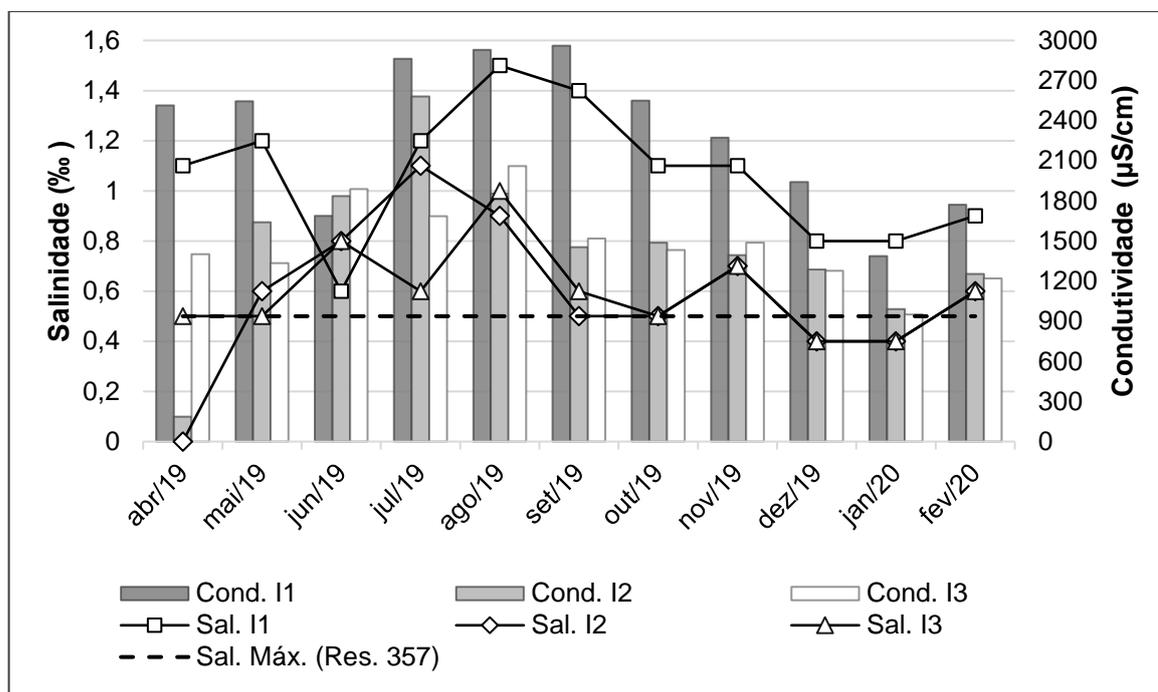


Figura 35 - Salinidade e condutividade da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



Segundo Oliveira, Campos e Medeiros (2010), a salinidade sofre influência natural de fatores como a geologia e hidrogeologia, bem como a temperatura ambiente local. Trechos de rios que apresentam contribuição de aquíferos, calcário ou cristalino, no corpo hídrico superficial apresentam maiores concentrações de sais na água. Segundo o Plano Hidroambiental das bacias hidrográficas dos rios Ipojuca e Capibaribe, o território dessas bacias é predominantemente cristalino (PERNAMBUCO, 2010a; 2010b). Segundo Li e Liu (2019a), a condutividade pode também estar associada a vários outros fatores, como diminuição do fluxo de água, maior taxa de evaporação e maior temperatura da água, bem como o impacto da poluição.

De acordo com as Figuras 34 e 35, os valores da condutividade e salinidade no rio Capibaribe são superiores aos valores encontrados no rio Ipojuca, nos trechos analisados, durante o período de análise. Esse fator pode estar associado, possivelmente, ao contato com embasamento cristalino direto. Porém, para uma avaliação mais precisa da água com salinidade elevada, é necessário avaliar os seus constituintes iônicos. Sendo possível, então, a partir da concentração unitária de cada um desses constituintes, compreender o processo de salinização que ocorre na área estudada, evidenciando a sua origem (OLIVEIRA, 2005).

Regiões semiáridas tratam-se de regiões com altas taxas de evaporação e apresentam, em sua maioria, condições hidrogeológicas favoráveis a teores elevados de sais nos corpos d'água, não devendo, portanto, ser considerado um indicativo de cenários de poluição, por normalmente não corresponder à realidade da região (OLIVEIRA; CAMPOS; MEDEIROS, 2010).

6.4.4 Turbidez

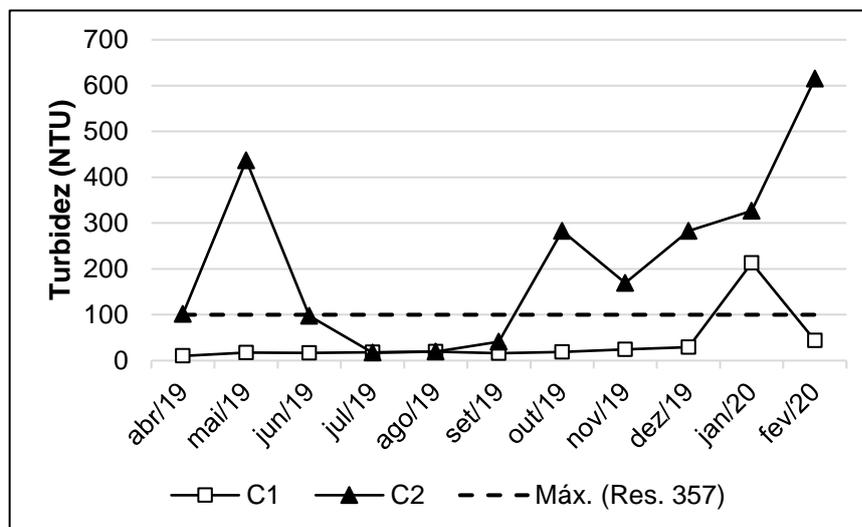
A turbidez mede a resistência da água à passagem de luz, causada pela presença de partículas em suspensão. Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas, reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido na água influenciando as comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de um corpo hídrico (CETESB, 2014).

A turbidez é causada por matéria suspensa e coloidal, como argila, silte, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos (LI; LIU, 2019b). Segundo LI e Liu (2019c), a turbidez da água pode refletir o conteúdo de várias substâncias tóxicas e nocivas, sendo, portanto, um importante indicador no monitoramento da qualidade da água.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece o valor máximo para corpos hídricos enquadrados nas classes 2, 3 e 4 de até 100 unidades nefelométricas de turbidez – UNT. Os resultados das análises de turbidez nos rios Capibaribe e Ipojuca, durante o período amostral, encontram-se nas Figuras 36 e 38, respectivamente.

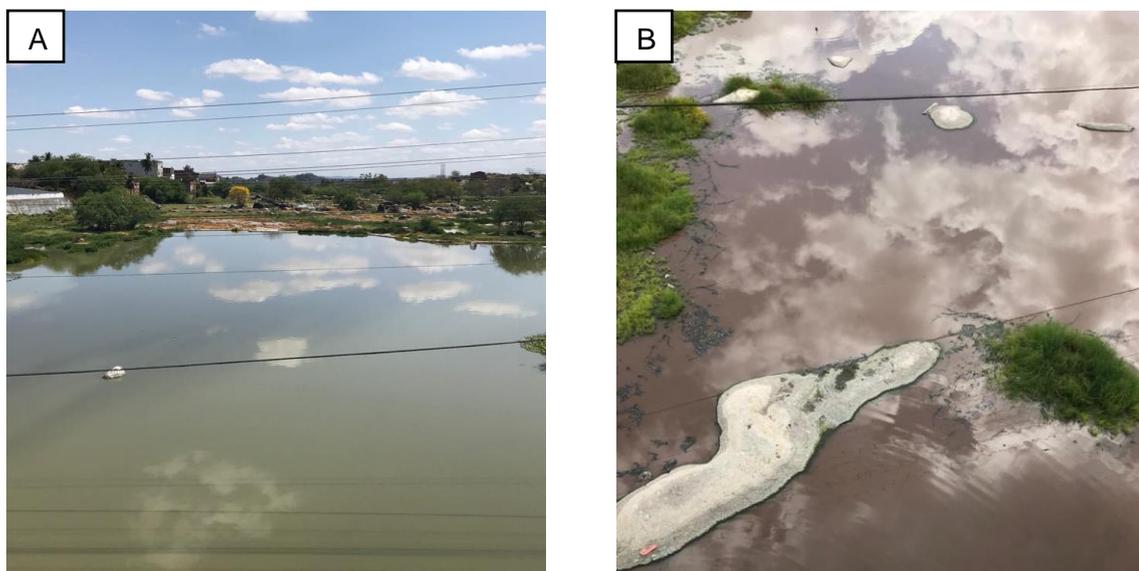
Os esgotos domésticos e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas (CETESB, 2014). Durante o período amostral, foi observado que o ponto C2, no rio Capibaribe, apresentou turbidez elevada em praticamente todo o período amostral, excetuando-se os meses de julho, agosto e setembro de 2019. Esse fator pode ser explicado pelo lançamento de efluente doméstico sem tratamento nesse ponto, além da atividade têxtil na região, em especial as lavanderias de jeans.

Figura 36 - Turbidez da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



Entre os meses de dezembro a fevereiro, observou-se elevação na turbidez da água, no ponto C2. A Figura 37 apresenta as imagens e a diferença visível na coloração da água nesse ponto. Segundo Sperling (1996), a turbidez está intrinsecamente relacionada com a cor presente na água, de forma que quando a cor aumenta, a turbidez também pode aumentar.

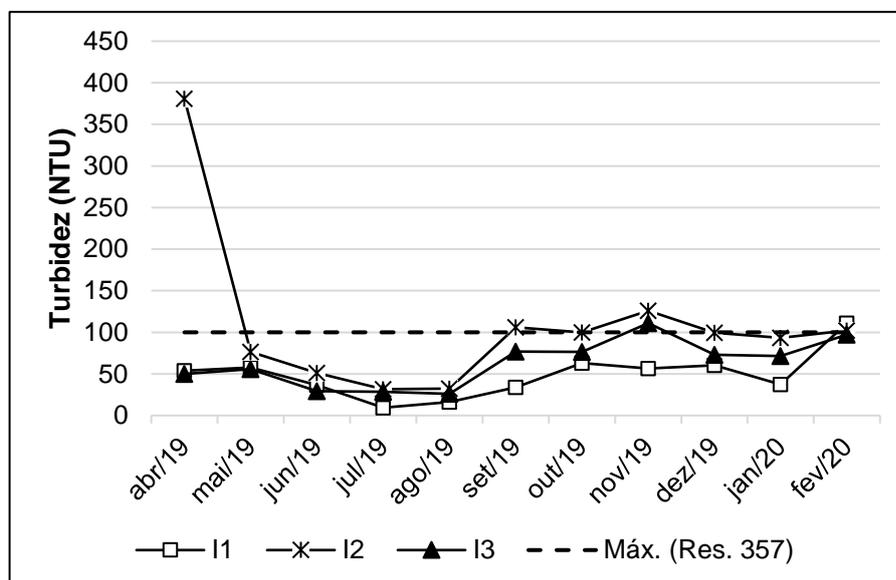
Figura 37 - Ponto C2 no rio Capibaribe no mês de dezembro (A) e fevereiro (B).



O trecho do rio Ipojuca analisado apresenta em sua extensão o lançamento de efluente doméstico sem tratamento, contribuindo para a elevação da turbidez, especialmente nos pontos I2 e I3, localizados na zona urbana e a jusante da cidade,

respectivamente. A elevada turbidez do ponto I2, no mês de abril/2019, está relacionada à chuva intensa ocorrida no momento da coleta.

Figura 38 - Turbidez da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



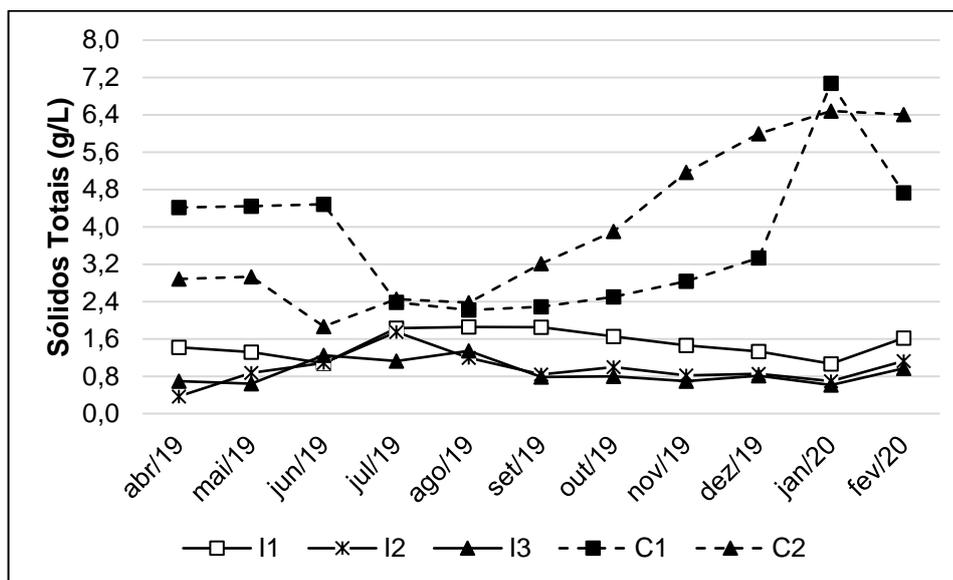
6.4.5 Sólidos totais, fixos e voláteis

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos. De acordo com a classificação pelas características químicas, os sólidos totais podem ser classificados em sólidos voláteis e fixos. Os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica nos sólidos, enquanto que os sólidos não voláteis (fixos ou inerte) representam a matéria inorgânica ou mineral (SPERLING, 1996).

Além dos sólidos totais, parâmetro necessário para o cálculo do IQA, foram realizadas as análises dos sólidos fixos e voláteis, como uma forma de estimar a matéria orgânica e inorgânica presente nos trechos dos rios analisados. A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece limites para os sólidos totais, fixos e voláteis, apenas para os sólidos dissolvidos totais, sendo este de até 500 mg/L para as classes de 1 a 4.

O monitoramento dos sólidos totais, nos corpos hídricos em estudo, encontra-se na Figura 39.

Figura 39 - Sólidos totais nos pontos de análise dos rios Capibaribe e Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



O comportamento dos sólidos totais é semelhante ao da turbidez, variável com a qual se relaciona. Os valores refletem a condição local, com aumento em locais de maior poluição (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

As maiores concentrações de sólidos totais foram observadas nos pontos pertencentes ao rio Capibaribe. Acredita-se que seja devido ao desmatamento da mata ciliar e lançamento de resíduos sólidos próximos aos pontos amostrais, aumentando o risco de erosão e o escoamento desses resíduos; e ao lançamento de efluentes domésticos e industriais na região de estudo. O aumento do teor de sólidos no período seco, observado para esse rio, pode estar relacionado à diminuição da vazão do rio e ao lançamento constante de efluentes nesse trecho.

As Figuras 40 e 41, mostram o comportamento dos sólidos com relação à natureza desses: fixos (ou minerais) e voláteis (ou orgânicos).

Figura 40 - Sólidos totais fixos nos pontos de análise dos rios Capibaribe e Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.

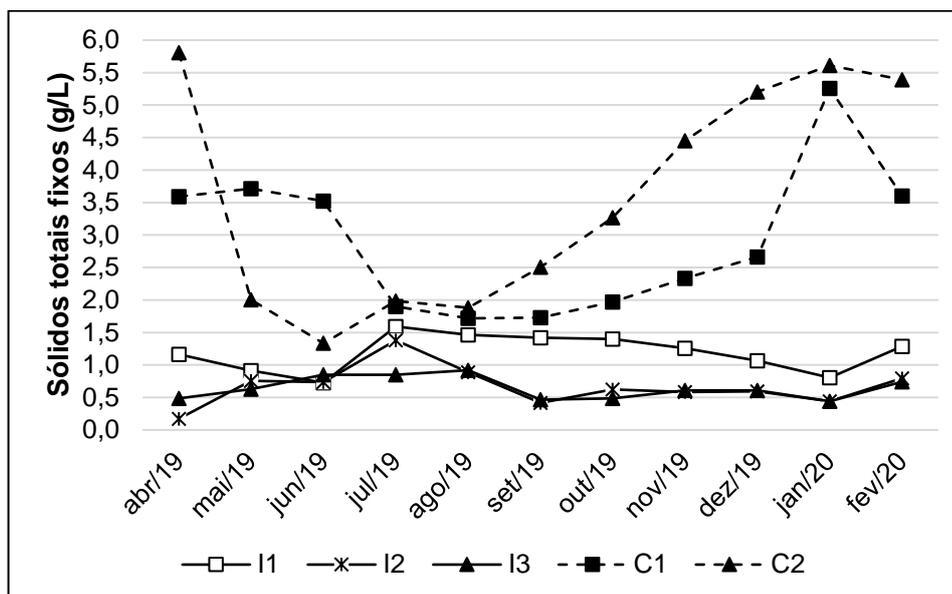
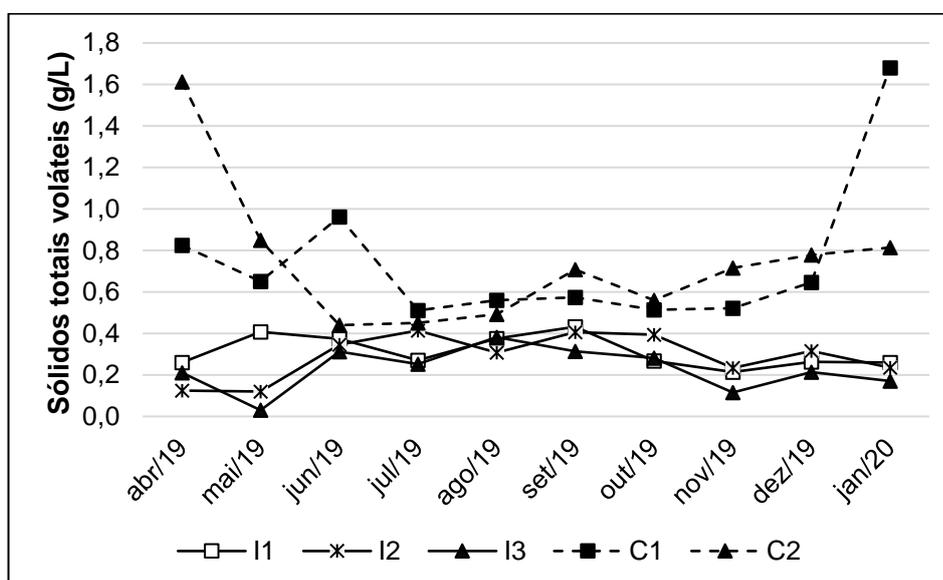


Figura 41 - Sólidos totais voláteis nos pontos de análise dos rios Capibaribe e Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



6.4.6 Oxigênio dissolvido (OD)

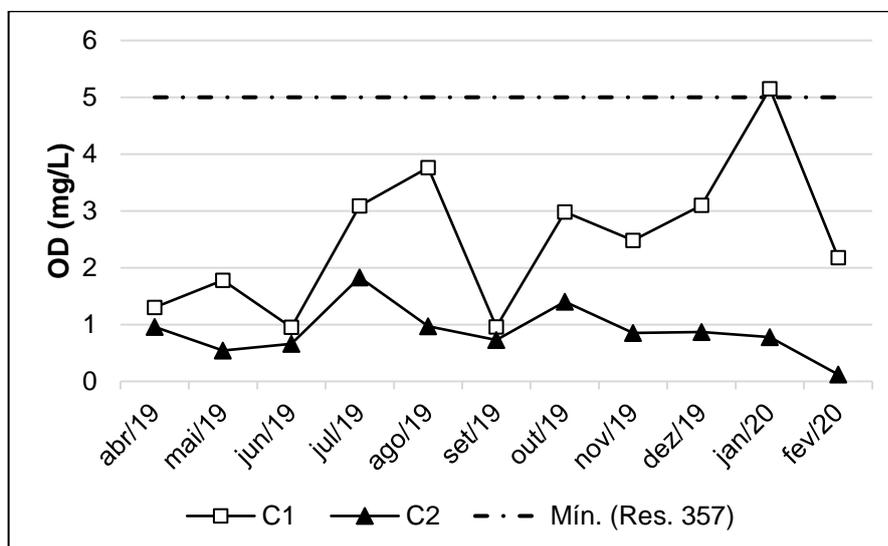
O oxigênio constitui-se em um dos parâmetros mais empregados para a avaliação dos ecossistemas aquáticos, fornecendo informações sobre a qualidade e a capacidade de autodepuração da água, podendo ser intensamente afetado por processos naturais ou antropogênicos (AMORIM *et al.*, 2017; ZHANG; RUAN; SHI, 2019). O que determina as concentrações de OD nas águas superficiais são os

processos de produção do oxigênio, associados à reaeração da atmosfera e à fotossíntese, e os processos de consumo de oxigênio, como a respiração dos organismos aquáticos, oxidação química e demanda bentônica. O OD é um importante fator no desenvolvimento de qualquer planejamento na gestão de recursos hídricos (JI *et al.*, 2017).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece valores mínimos de OD para as águas enquadradas nas diversas classes, sendo não inferior a 5 mg/L para a classe 2 e não inferior a 4 mg/L, para a classe 3. As Figuras 42 e 43 mostram a concentração de OD nos dois corpos hídricos analisados, Capibaribe e Ipojuca, respectivamente.

No trecho do rio Capibaribe (classe 2), os dois pontos analisados permaneceram abaixo do limite mínimo preconizado pela Resolução. Apenas no mês de janeiro/2020, o ponto C1 apresentou OD um pouco acima do limite mínimo exigido, com concentração de 5,15 mg.L⁻¹. O valor do OD para o ponto C2 foi menor que o ponto C1, indicando a presença de um teor maior de matéria orgânica nesse ponto, provavelmente originada do lançamento de esgotos sem tratamento prévio.

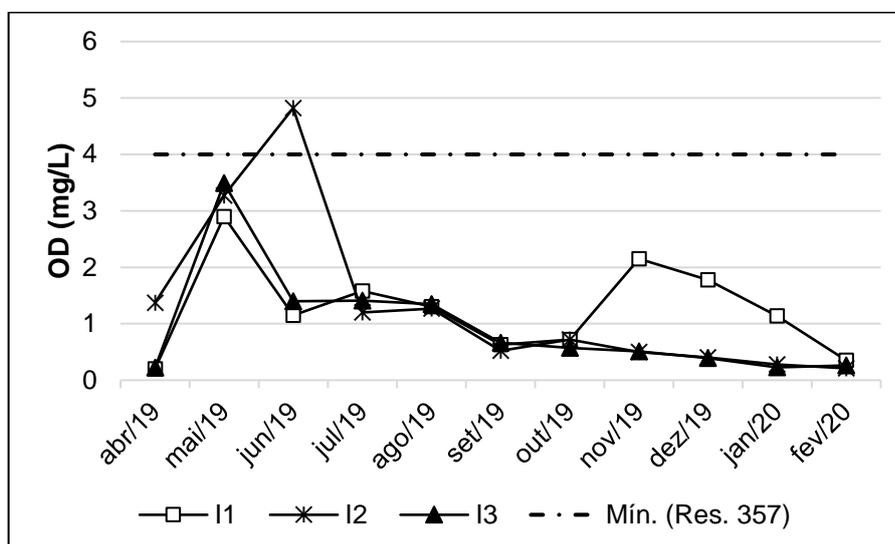
Figura 42 - OD da água do rio Capibaribe, nos pontos C1 e C2, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



No trecho do rio Ipojuca, na Figura 43, durante o período amostral, os níveis de OD ficaram abaixo do limite exigido pela Resolução, para rio com enquadramento na Classe 3. Apenas o ponto I2, no mês de junho/2019, atingiu a concentração de 4,82 mg.L⁻¹, possivelmente relacionado ao período chuvoso da região, visto que nos três dias anteriores à coleta, choveu o equivalente à 47,8 mm. O comportamento dos

pontos de análise entre julho e outubro de 2019, é similar com relação à concentração de OD. Essa similaridade perdura até o último mês de análise, para os pontos I2 e I3.

Figura 43 - OD da água do rio Ipojuca, nos pontos I1, I2 e I3, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



Rios localizados em áreas urbanas podem ser fortemente poluídos por efluentes domésticos e industriais, resultando em corpos d'água com águas escuras e fétidas, devido à decomposição de matérias orgânicas em condições anaeróbicas, que libera odores desagradáveis e substâncias nocivas que impactam os animais aquáticos e os seres humanos (LIU *et al.*, 2016; TAN *et al.*, 2018). A degradação da qualidade da água afeta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos urbanos, suprimindo, especialmente, as plantas e animais aquáticos, devido à falta de OD (LIU *et al.*, 2016). Uma vez que as águas residuais que transportam grande quantidade de poluentes que consomem oxigênio são descarregadas nos rios urbanos, o OD do corpo hídrico pode cair quase para zero, onde plantas e animais sensíveis enfraquecem e morrem (WANG; LIU; LU, 2012; LIU *et al.*, 2016). O nível de OD também afeta diretamente a atividade dos microrganismos aeróbios, que regulam os processos de decomposição e degradação de materiais orgânicos, e a capacidade de autopurificação dos ecossistemas aquáticos (LIU *et al.*, 2016).

6.4.7 Demanda química e biológica de oxigênio (DBO e DQO)

O monitoramento de parâmetros bioquímicos é comumente utilizado na avaliação da qualidade da água, em rios onde a poluição é preocupante devido à rápida urbanização e industrialização, que podem representar ameaça à

sustentabilidade da conservação dos rios. Deste modo, a DBO e DQO são dois parâmetros amplamente utilizados para medições de poluição orgânica (YUSTIANE; KOMARIAH, 2017).

Na química ambiental, a DQO é uma medida indicativa da quantidade de oxigênio que pode ser consumida através de reações químicas em uma determinada amostra. Um teste de DQO pode ser usado para quantificar facilmente a quantidade de orgânicos na água. A aplicação mais comum de DQO é na quantificação da quantidade de poluentes oxidáveis encontrados em águas superficiais (por exemplo, lagos e rios) ou em águas residuais (LI; LIU, 2019b).

A DBO indica a quantidade de oxigênio dissolvido necessária por organismos biológicos aeróbios para decompor a matéria orgânica presente em uma determinada amostra de água. A DBO e a DQO são semelhantes com relação à função dessas, pois ambas quantificam os compostos orgânicos na água. No entanto, a DQO é menos específica, pois mede tudo o que pode ser oxidado quimicamente, em vez de apenas os níveis de matéria orgânica biodegradável (LI; LIU, 2019c).

As Figuras 44 e 45, mostram o comportamento da DQO e DBO no rio Capibaribe. Com relação ao comportamento da DBO no rio Capibaribe, observou-se que, durante o período de análise, os resultados para esse parâmetro ficaram acima do preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005: máximo de 5 mg.L⁻¹.

Figura 44 - DQO nos pontos C1 e C2, no rio Capibaribe, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.

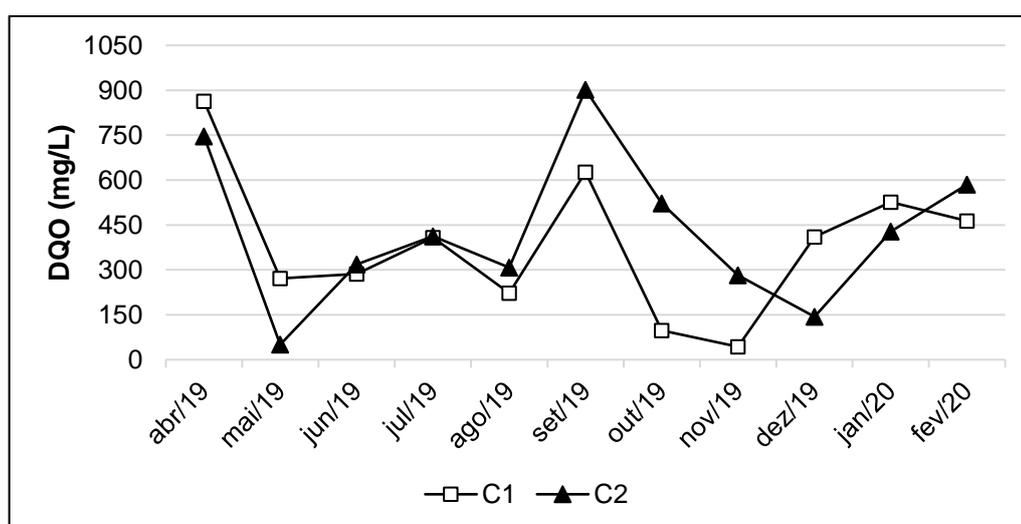
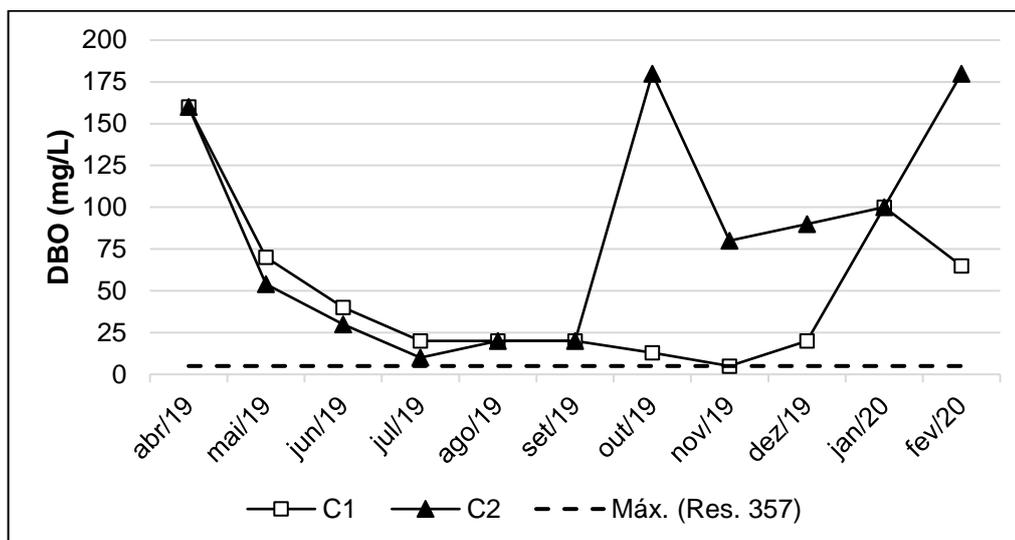


Figura 45 - DBO nos pontos C1 e C2, no rio Capibaribe, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



A DQO e DBO nos pontos amostrais do rio Ipojuca encontram-se nas Figuras 46 e 47, respectivamente. O ponto I1 foi o que apresentou os resultados da DBO mais próximos do valor preconizado pela CONAMA nº 357/2005, para rios Classe 3, com valor máximo de 10 mg.L^{-1} . A explicação para esse fato pode estar relacionada ao fato do ponto I1 ser um ponto localizado à montante da zona urbana de Caruaru, recebendo, então, uma menor contribuição de matéria orgânica proveniente de fontes antrópicas.

Os outros dois pontos, I2 e I3, apresentaram concentração acima do limite máximo estabelecido para rios Classe 3, mesmo sendo observado a diminuição da concentração de DBO no período chuvoso. Portanto, esses dois pontos evidenciam a contribuição negativa do centro urbano na qualidade da água do rio Ipojuca nesse trecho, através do aporte de matéria orgânica nesse trecho do rio Ipojuca.

Figura 46 - DQO nos pontos I1, I2 e I3, no rio Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.

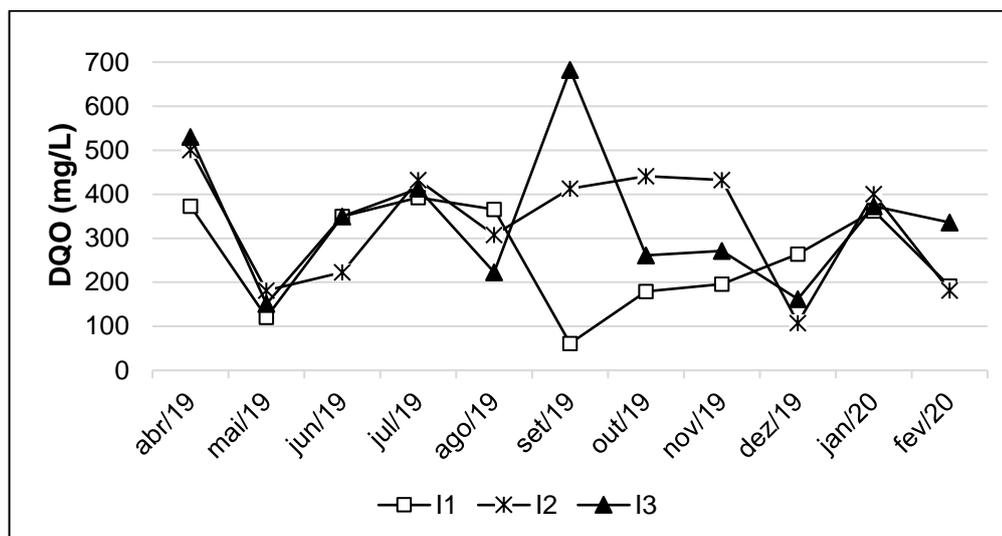
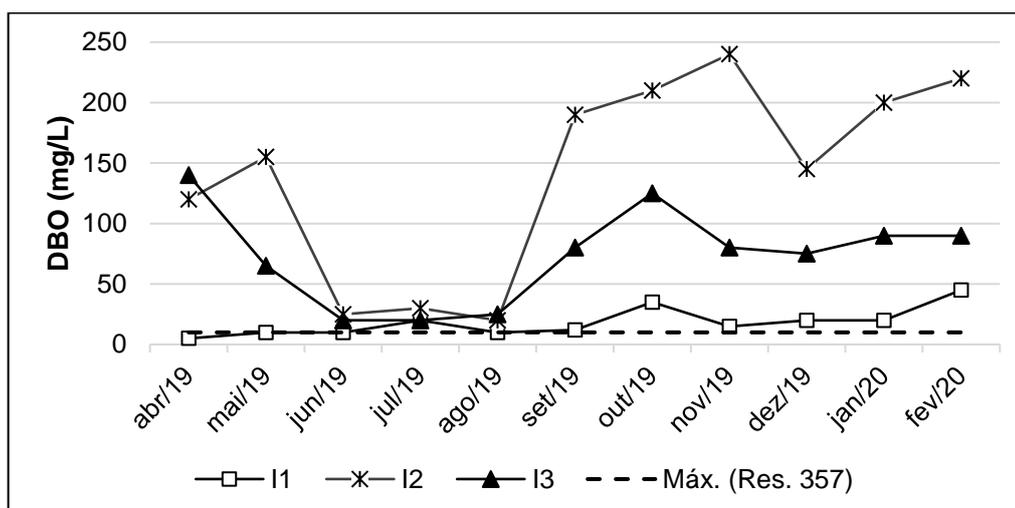


Figura 47 - DBO nos pontos I1, I2 e I3, no rio Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



A relação DQO/DBO é um indicador de capacidade de biodegradação. De acordo com Sperling (2005), a relação DQO/DBO₅ para esgotos domésticos é de 1,7 a 2,4. Para relações acima deste valor, existe a influência de despejos contendo substâncias com baixa biodegradabilidade que normalmente não se encontram nos esgotos domésticos. A relação DQO/DBO₅ para ambos os trechos dos rios analisados, encontra-se na Tabela 20.

Tabela 20 - Relação DQO/DBO₅ nos pontos de análise dos rios Ipojuca e Capibaribe.

Período de análise	I1	I2	I3	C1	C2
abr/19	74,6	4,2	3,8	5,4	4,7
mai/19	12,1	1,2	2,3	3,9	0,9
jun/19	35,0	8,9	17,5	7,2	10,6
jul/19	19,6	14,4	20,6	20,4	41,3
ago/19	36,6	15,4	8,9	11,1	15,4
set/19	5,1	2,2	8,5	31,3	45,1
out/19	5,1	2,1	2,1	7,5	2,9
nov/19	13,1	1,8	3,4	8,6	3,5
dez/19	13,2	0,7	2,2	20,5	1,6
jan/20	18,1	2,0	4,1	5,3	4,3
fev/20	4,3	0,8	3,7	7,1	3,2

Como pode ser observado na Tabela 20, apenas alguns pontos apresentaram resultados dentro do padrão de esgotos domésticos, em alguns períodos do ano. No rio Ipojuca, o ponto I1, localizado próximo à zona industrial de Caruaru, apresentou, em média, as maiores relações DQO/DBO₅ em comparação com os outros pontos analisados nesse rio, contendo, portanto, a maior parcela de substâncias com baixa biodegradabilidade. O ponto I2, localizado na zona urbana de Caruaru, foi o que apresentou capacidade de biodegradação, na maioria dos meses analisados, dentro dos padrões de biodegradação de esgoto doméstico. Observou-se, também, que os maiores valores para essa relação, no trecho do rio Ipojuca analisado, concentraram-se no período chuvoso, entre abril e julho de 2019, sendo influenciado, possivelmente, pelo escoamento superficial. Os pontos C1 e C2, no rio Capibaribe, segundo a relação DQO/DBO₅, apresentaram, em geral, baixa biodegradabilidade, especialmente nos meses de julho e setembro de 2019.

6.4.8 Nitrogênio e Fósforo

A qualidade da água nas áreas urbanas, e a jusante dessas, é amplamente prejudicada por uma variedade de estressores, especialmente pela alta carga de fósforo e nitrogênio. A carga excessiva desses nutrientes, como resultado de atividades antropogênicas, pode resultar em mudanças nas comunidades de algas, favorecendo frequentemente as cianobactérias, que podem ser prejudiciais à saúde humana; redução na transparência da água, depleção do oxigênio, mau odor e perda de espécies necessárias ao ecossistema (HOBBIE *et al.*, 2017; DALU *et al.*, 2019).

O fósforo aparece em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários. A matéria orgânica fecal e os detergentes em pó de uso doméstico constituem a principal fonte. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. Entre os efluentes industriais destacam-se os das indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, alimentícias, laticínios, frigoríficos e abatedouros (CETESB, 2014).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, a concentração máxima de fósforo total para rios classe 2 e de 3 é de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Nas Figuras 48 e 49, encontram-se as concentrações de fósforo para os pontos amostrais nos trechos dos rios Capibaribe e Ipojuca.

Figura 48 - Fósforo nos pontos C1 e C2, no rio Capibaribe, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.

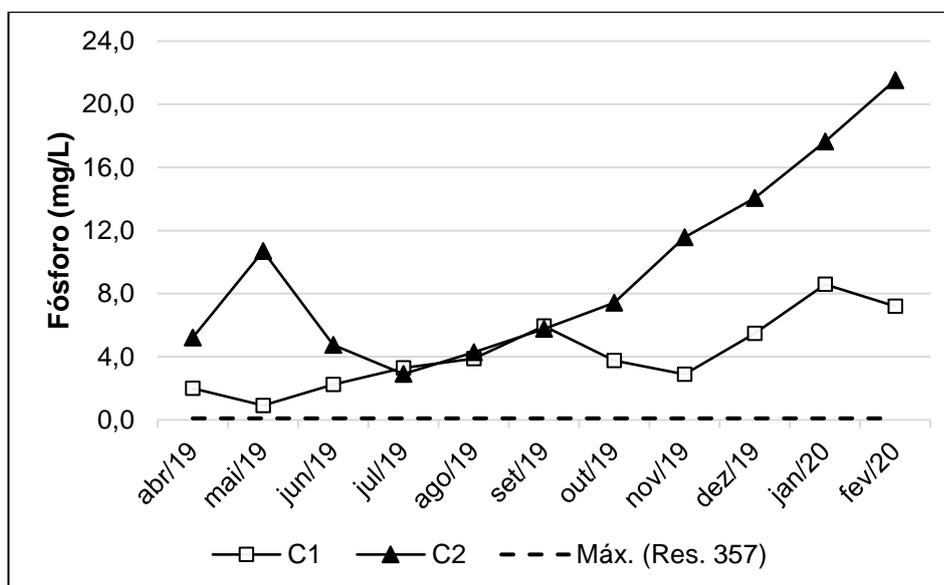
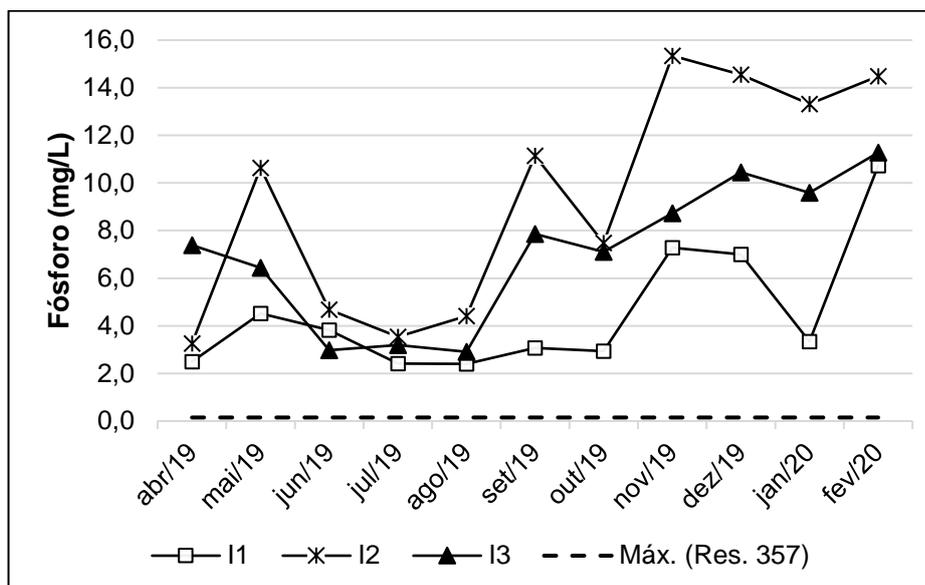


Figura 49 - Fósforo nos pontos I1, I2 e I3, no rio Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



A principais fontes de entrada do nitrogênio em rios urbanos estão relacionadas ao efluente doméstico produzido nessas áreas, além disso, o aumento no consumo resultante de alimentos ricos em calorias e proteínas pode aumentar a descarga de nitrogênio no meio ambiente. O nitrogênio acumulado em superfícies impermeáveis, proveniente de lixo urbano, por exemplo, pode ser mais facilmente descarregado nos rios através do escoamento superficial do que em outras coberturas de terra (ZHANG *et al.*, 2017). Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, matadouros. A atmosfera é outra fonte importante devido a diversos mecanismos como a biofixação desempenhada por bactérias e algas presentes nos corpos hídricos, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para a presença de nitrogênio orgânico nas águas. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais pelos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio (CETESB, 2014).

O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) representa a soma do nitrogênio orgânico com o nitrogênio na forma amoniacal. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece apenas limites máximos para os níveis de nitrato (10 mg/L), nitrito (1 mg/L) e nitrogênio amoniacal total (limite máximo dependente do valor do pH da amostra, conforme Tabela 10). Nesse trabalho foi quantificado apenas a concentração de NTK, nos

pontos analisados. Os resultados das concentrações de NTK encontram-se especificados nas Figuras 50 e 51.

Figura 50 - Nitrogênio total kjeldahl nos pontos C1 e C2, no rio Capibaribe, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.

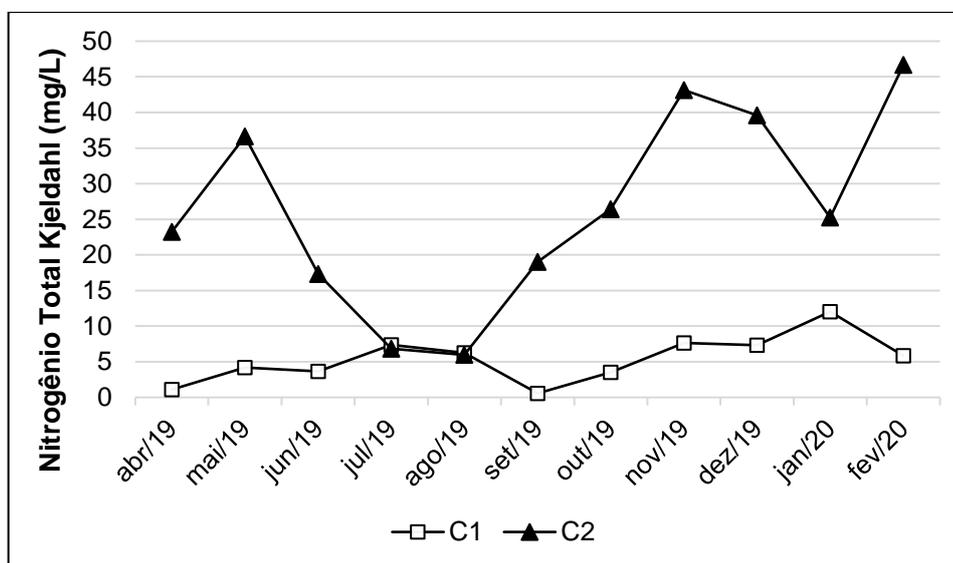
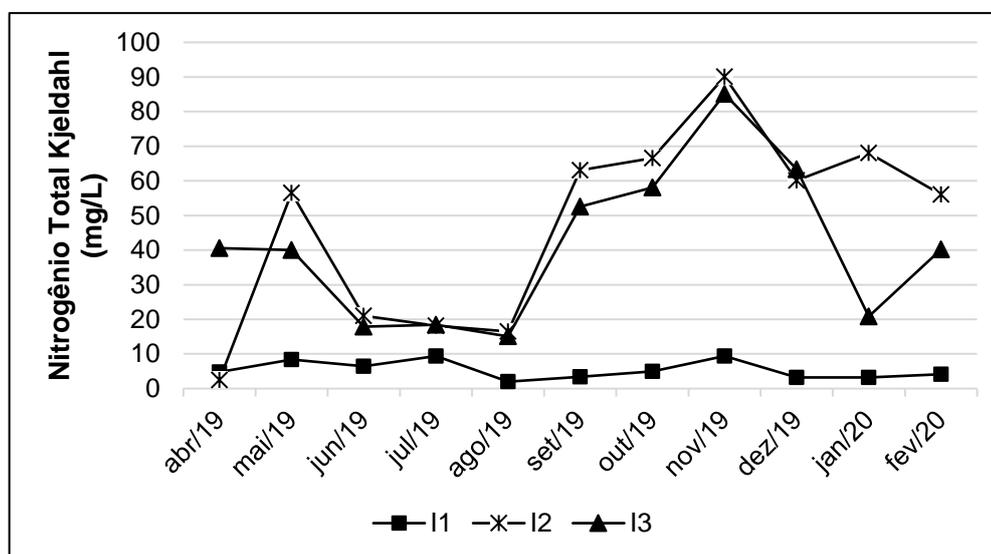


Figura 51 - Nitrogênio total kjeldahl nos pontos I1, I2 e I3, no rio Ipojuca, no período de abril/2019 a fevereiro/2020.



Em efluentes domésticos o nitrogênio está presente principalmente nas formas amoniacal e orgânica, sendo a parcela na forma de nitrito e nitrato considerada desprezível (SPERLING, 1995; JORDÃO; PESSÔA, 2014). As concentrações típicas das formas de nitrogênio presentes no esgoto bruto, segundo Jordão e Pessôa (2014) e Sperling (1996), encontram-se na Tabela 21.

Tabela 21 - Concentrações médias das formas de nitrogênio encontradas no esgoto doméstico bruto.

Nitrogênio	Concentração (mg/L)	
	Sperling, 1996	Jordão; Pessôa, 2014
Nitrogênio total	35 - 70	20 - 85
Nitrogênio orgânico	15 - 30	10 - 35
Amônia (NH ₃)	20 - 40	10 - 50
Nitrito (NO ₂ ⁻)	0	0 - 0,1
Nitrato (NO ₃ ⁻)	0 - 2	0,1 - 0,4

As concentrações de NTK nos pontos C2, no rio Capibaribe, e nos pontos I2 e I3, no rio Ipojuca, encontram-se próximo aos valores encontrados em efluentes domésticos, evidenciando o impacto da zona urbana nesses corpos hídricos, possivelmente através do lançamento de efluentes sem tratamento. A concentração de nitrogênio no ponto I1, à montante da zona urbana de Caruaru, quando comparado com os pontos I2 e I3, evidencia a contribuição da zona urbana dessa cidade no aumento da concentração desse nutriente.

6.4.9 Coliformes termotolerantes

A determinação da potencialidade de uma água transmitir doenças pode ser efetuada de forma indireta, através dos organismos indicadores de contaminação fecal, pertencentes principalmente ao grupo de coliformes (SPERLING, 1996; LI; LIU, 2019c). Os coliformes termotolerantes são definidos como microrganismos do grupo coliforme capazes de fermentar a lactose a 44-45°C, sendo representados principalmente pela *Escherichia coli* (CETESB, 2018).

Na avaliação do IQA dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, no Maranhão, Amorim *et al.* (2017) encontraram a concentração de coliformes de 24.000 NMP.100 mL⁻¹. As concentrações de coliformes foram atribuídas ao indicativo de aporte direto de material de origem fecal nos corpos d'água analisado e/ou associados ao extravasamento de fossas sépticas mal instaladas ou sem manutenção das moradias circunvizinhas aos cursos d'água.

As concentrações de coliformes termotolerantes nos rios Capibaribe e Ipojuca encontram-se na Tabela 22.

Tabela 22 - Coliformes termotolerantes nos trechos dos rios Capibaribe e Ipojuca, analisados nesse trabalho.

Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)					
	I1	I2	I3	C1	C2
<i>abr/19</i>	2,60E+04	2,42E+05	2,42E+05	2,91E+04	2,42E+05
<i>mai/19</i>	1,30E+03	1,60E+04	1,70E+03	2,30E+02	8,00E+02
<i>jun/19</i>	5,00E+03	9,00E+03	1,60E+04	2,30E+02	1,60E+04
<i>jul/19</i>	2,40E+03	1,60E+04	1,60E+04	5,00E+02	1,60E+04
<i>ago/19</i>	3,00E+03	9,00E+04	1,60E+05	2,60E+02	7,00E+02
<i>set/19</i>	1,30E+04	1,60E+05	1,60E+06	5,00E+03	1,60E+04
<i>out/19</i>	9,00E+03	1,60E+06	9,00E+05	7,00E+02	1,60E+05
<i>nov/19</i>	1,60E+04	1,60E+06	1,60E+06	8,00E+02	1,10E+04
<i>dez/19</i>	1,30E+03	1,60E+06	2,40E+05	2,00E+01	1,30E+04
<i>jan/20</i>	1,60E+04	1,60E+06	5,00E+05	2,00E+01	1,60E+04
<i>fev/20</i>	9,00E+05	3,00E+04	5,00E+04	5,00E+03	1,60E+05
MÉDIA	9,03E+04	6,33E+05	4,84E+05	3,80E+03	5,92E+04
Valor máx. Res. CONAMA 357/2005	4,00E+03	4,00E+03	4,00E+03	1,00E+03	1,00E+03

No trecho do rio Ipojuca as maiores concentrações de coliformes foram encontradas no período seco da região, nos pontos I2 e I3, localizados no centro urbano e no ponto a jusante desse. De acordo com o limite máximo de coliformes termotolerantes proposto pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (4000 NMP/100 mL), para rios classe 3, os pontos I2 e I3 apresentaram concentração de coliformes termotolerantes acima do limite preconizado por essa Resolução durante todo o período de análise, atingindo valores máximos de $1,6 \cdot 10^7$ NMP.100 mL⁻¹, em ambos os pontos. No ponto I1, apesar de ter apresentado concentrações abaixo do nível máximo em alguns meses de análise, a média de coliformes termotolerantes para esse período foi de $2,12 \cdot 10^5$ NMP.100 mL⁻¹, acima do limite máximo preconizado pela Resolução.

Com relação ao trecho do rio Capibaribe, os pontos C1 e C2 obtiveram, em média, valores acima do limite máximo preconizado pela Resolução (1000 NMP/100 mL), para rios classe 2, atingindo o valor máximo de $5 \cdot 10^4$ NMP.100 mL⁻¹, no ponto C1 e de $1,6 \cdot 10^6$ NMP.100 mL⁻¹, no ponto C2, evidenciando um maior impacto pelas ações antrópicas nesse último ponto.

6.5 Análise do IQA

De acordo com Amorim *et al.* (2017), o corpo hídrico com classificação “razoável” ($37 \leq \text{IQA} \leq 51$) recai principalmente sobre corpos hídricos pertencentes a Classe 3,

seguida da classe 2, enquadramentos fundamentados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

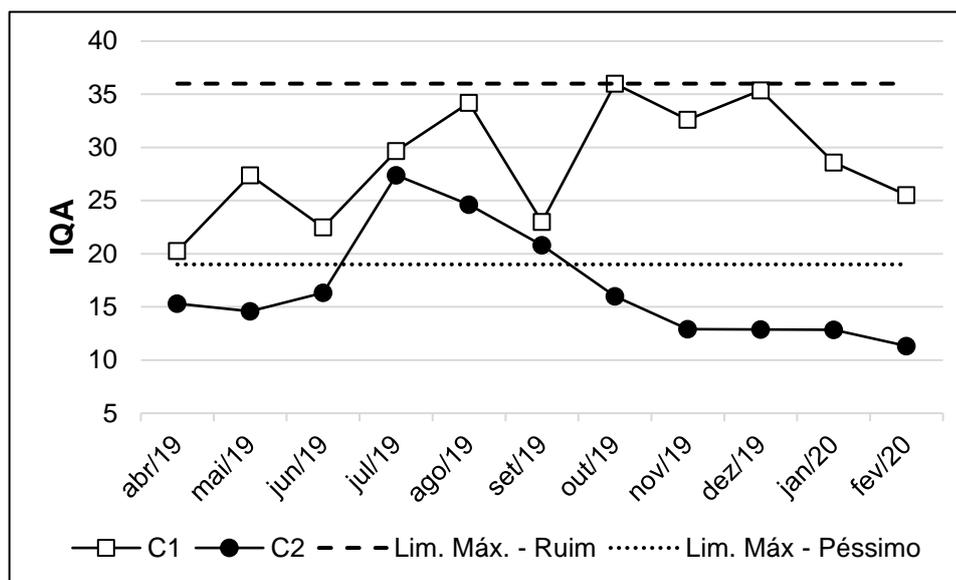
O rio Capibaribe e Ipojuca são classificados, como rios classe 2 e 3, respectivamente (BRASIL, 2005; COBH-IPOJUCA; 2019). Portanto, o nível mínimo de IQA para esses rios seria a qualidade “regular”. Porém, durante o período amostral, o IQA médio dos rios Capibaribe e Ipojuca foi de 22,7 e 18,3, respectivamente, sendo, portanto, a qualidade das águas do rio Capibaribe classificada como “ruim” ($20 \leq \text{IQA} \leq 36$) e a do rio Ipojuca classificada como “péssima” ($0 \leq \text{IQA} \leq 19$), segundo a classificação do IQA proposto pela CETESB e aceito pela ANA.

Dentre os parâmetros utilizados para avaliação do IQA (OD, coliforme termotolerantes, pH, DBO, temperatura da água, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e resíduo total), os parâmetros OD, coliformes termotolerantes e pH são os que apresentam os maiores pesos na análise da qualidade da água, que, em conjunto, respondem por 44% do peso para o cálculo do IQA.

6.5.1 IQA - Rio Capibaribe

Na Figura 52 encontram-se os IQA para os pontos C1 e C2, durante o período de análise. O IQA médio do ponto C1 foi de 28,6, e do C2 foi 16,8. O trecho do rio Capibaribe analisado, em média, apresentou IQA com classificação “ruim”. Ao observar a Figura 52, o ponto C1, apesar das variações apresentadas, permaneceu com a classificação do IQA como “ruim” durante todo o período de análise, apresentando IQA máximo de 36, no mês de outubro/2019. Nesse mês, onde o IQA foi máximo, foi observado um aumento da concentração de OD e diminuição da DBO e coliforme termotolerantes.

Figura 52 - IQA dos pontos amostrais do trecho do rio Capibaribe analisado.



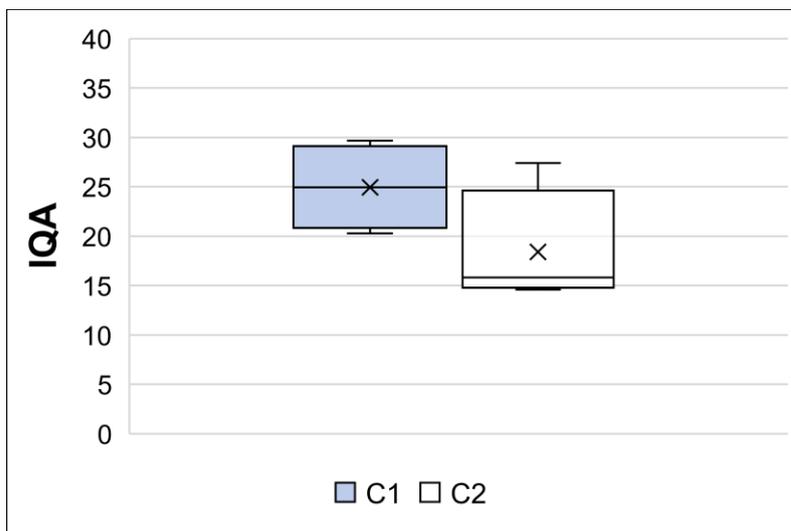
No ponto C2, o IQA variou entre “péssimo” e “ruim”, sendo classificado como “ruim”, apenas nos meses de julho/2019 a setembro/2019. O aumento do IQA de 16,3, no mês de junho/2019 para 27,4 em agosto/2019, pode ser explicado pelo aumento do OD e diminuição da DBO, da turbidez e dos nutrientes fósforo e nitrogênio totais. Esses parâmetros juntos, representam 55% do peso total do IQA e contribuíram para uma melhor classificação de qualidade da água nesse ponto, no mês de julho/2019. Os meses subsequentes ao mês de julho/2019, apresentaram diminuição do nível de oxigênio e aumento da DBO, turbidez e dos nutrientes fósforo e nitrogênio totais, indicadores de poluição do corpo hídrico, evidenciando, portanto, o decaimento do IQA nesses meses.

Observou-se que no período seco, houve um aumento do IQA para o ponto C1, excetuando-se o mês de setembro. Esse fator pode estar relacionado com o valor da DBO e com a concentração de OD, responsáveis por 20% do peso do IQA. Ao analisar a média desses parâmetros para o período seco e chuvoso, observou-se que a concentração de OD foi 65% maior no período seco, e, nesse mesmo período, a DBO apresentou uma diminuição de 48% com relação ao período chuvoso.

As Figuras 53 e 54 mostram o gráfico boxplot com os valores do IQA dos pontos C1 e C2 nos períodos seco e chuvoso.

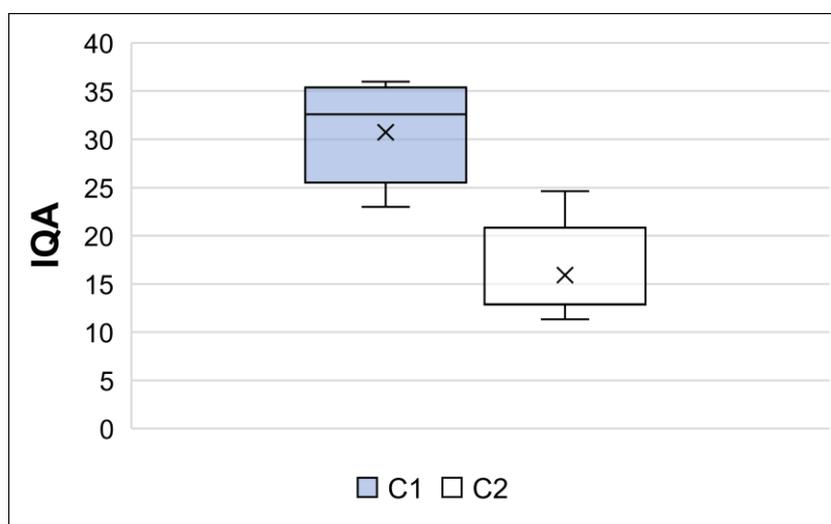
No período chuvoso observa-se uma maior variabilidade dos dados para ambos os pontos analisados. A média do IQA no período chuvoso nos pontos C1 e C2 foi de 25 e 18,4, respectivamente.

Figura 53 - IQA no período chuvoso dos pontos amostrais do trecho do rio Capibaribe analisado.



No período seco os valores do IQA o ponto C2 apresentou uma variabilidade menor, quando comparado com o período chuvoso. A média do IQA para o ponto C1 foi de 30,7 e para o ponto C2 foi de 16.

Figura 54 - IQA no período seco dos pontos amostrais do trecho do rio Capibaribe analisado



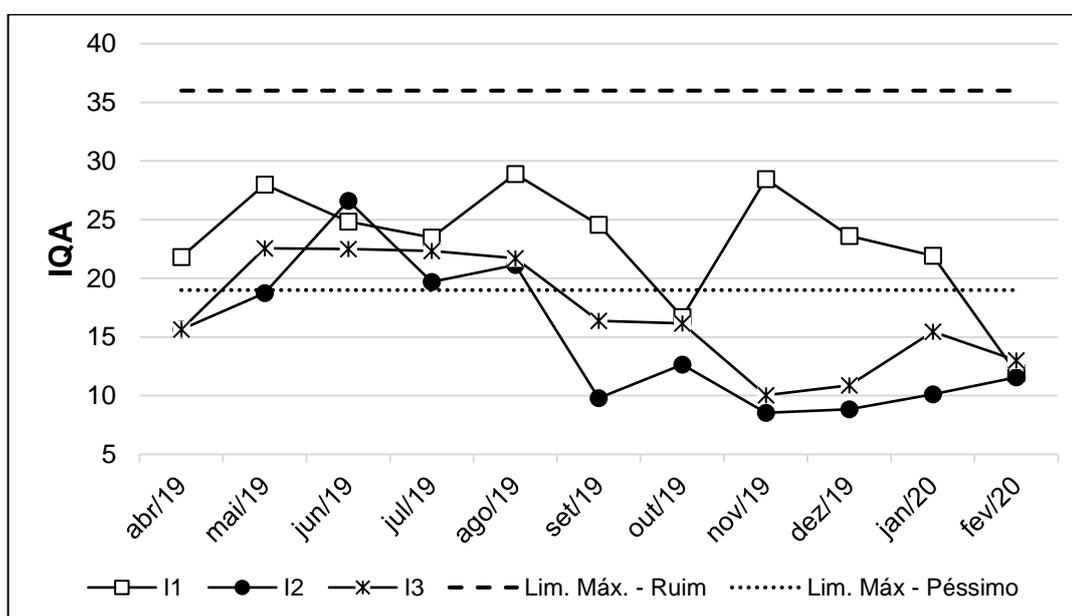
6.5.2 IQA - Rio Ipojuca

Na Figura 55 encontram-se os dados do IQA dos pontos de análise do rio Ipojuca na cidade de Caruaru. O ponto I1, localizado próximo à zona industrial de Caruaru, e a montante da zona urbana, apresentou, em média, um IQA melhor que os outros dois pontos. O ponto I1 apresentou IQA médio de 23,1, classificado como “ruim”, enquanto que os pontos I2 e I3 apresentaram IQA de 14,8 e 17, respectivamente, classificados

como pontos com qualidade de água “péssimo”. O IQA para esse trecho do rio Ipojuca analisado ainda não está adequado ao enquadramento nesse trecho do rio, classificado como classe 3, segundo a classificação da Resolução CONAMA nº 357/2005, pela Resolução 01/2019 do COBH-Ipojuca.

No ponto I1, o IQA máximo foi de 29, no mês de novembro/2019, onde também foi observado um aumento da concentração de OD. Os pontos I2 e I1, como podem ser observados a Figura 55, apresentaram comportamento semelhante com relação aos valores de IQA, maiores no período chuvoso e menores no período seco. O ponto I2 apresentou qualidade inferior ao ponto I3, em todo o período amostral, exceto no mês de junho, devido ao fato de ser localizado na área urbana da cidade de Caruaru e por ser um ponto que, de acordo com os parâmetros analisados, apresenta elevada influência da ação antrópica. O ponto I3 está localizado à jusante da área urbana de Caruaru e da ETE - Rendeiras, nesse ponto a concentração de DBO é menor que a concentração no ponto I2.

Figura 55 - IQA dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.



Na análise das Figuras 56 e 57, pode ser observado que os pontos analisados no rio Ipojuca apresentaram IQA melhor no período chuvoso do que no período seco. O ponto I2 foi o ponto que apresentou o menor IQA no período seco, com média de 11,8. No ponto I2, o *outlier*, com um valor do IQA de 21, foi referente ao mês de agosto/2019, provavelmente ainda sob influência do período chuvoso da região.

Apesar disso, observa-se que os dados do IQA no ponto I2 tiveram uma variação de menor quando comparados com período chuvoso. Contraditoriamente, no ponto I1, a maior variabilidade dos dados ocorreu no período seco, com IQA máximo de 29 e mínimo de 12, sendo, no período chuvoso, essa variabilidade de 28 e 22.

Figura 56 - IQA no período chuvoso dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.

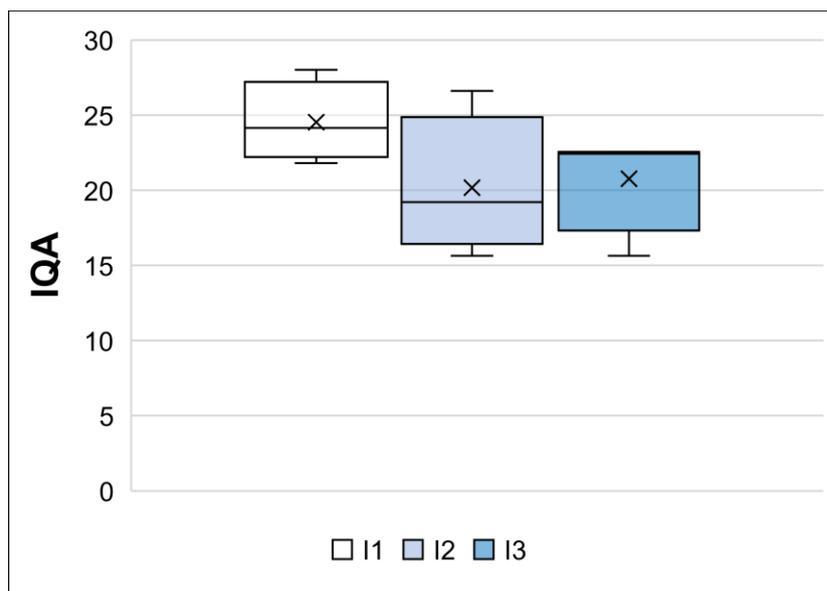
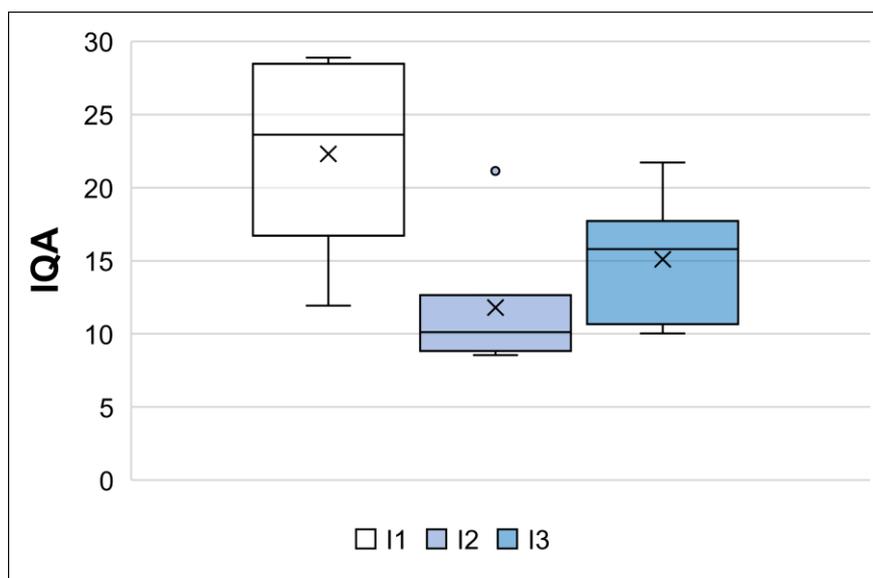


Figura 57 - IQA no período seco dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.



6.6 Índice de estado trófico

De acordo com Zhang *et al.* (2016), algumas características contribuem para a eutrofização de recursos hídricos, tais como: precipitação escassa, rios com baixa vazão, seca, deficiência de recursos hídricos e níveis elevados de poluição. A eutrofização está relacionada à problemas ambientais, sociais e econômicos, como proliferação de algas, esgotamento de oxigênio, doenças infecciosas, deterioração do ecossistema aquático e água inadequada para uso humano (ZHANG *et al.*, 2016; DALU *et al.*, 2019).

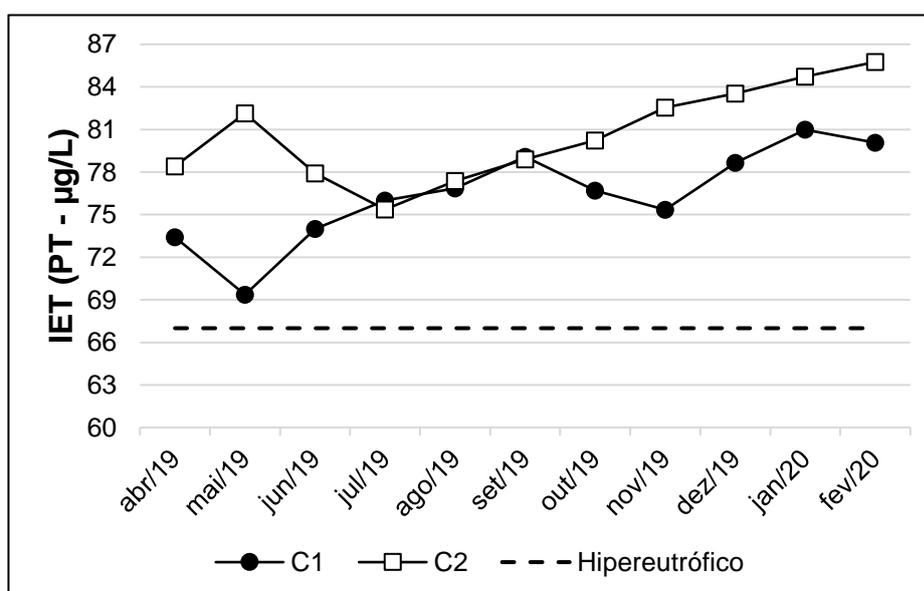
No Brasil, diversos corpos d'água apresentam grau de trofia médio ou elevado, principalmente aqueles próximos às áreas urbanas intensamente povoadas, ou em bacias hidrográficas com uso e ocupação desordenados, comprometendo a qualidade de água para diversos usos (MAIA; CARVALHO; CARVALHO, 2015).

Um IET funciona como um registro das atividades humanas em várias bacias hidrográficas, permitindo o planejamento, o controle da eutrofização e os usos dessas bacias (MAIA; CARVALHO; CARVALHO, 2015).

6.6.1 IET - Rio Capibaribe

O grau de trofia no trecho do rio Capibaribe analisado foi hipereutrófico durante todo o período de análise, como pode ser observado na Figura 58.

Figura 58 - IET dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Capibaribe.



O comportamento dos dois pontos foi semelhante, com relação ao aumento do grau de trofia no período seco da região, apesar de ser observada uma diminuição do IET nos meses de outubro e novembro de 2019, no ponto C1.

As Figuras 59 e 60 mostram a variação do grau de trofia no período seco e chuvoso, nos dois pontos de análise.

Figura 59 - IET no período chuvoso dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Capibaribe.

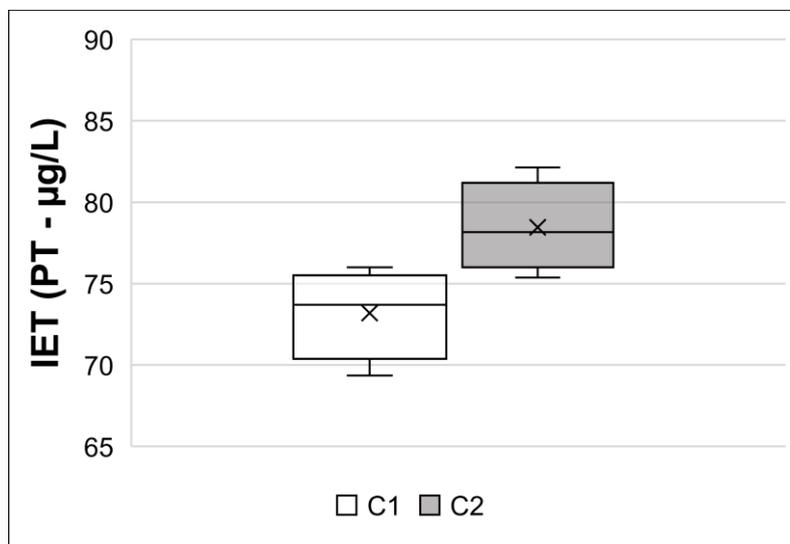
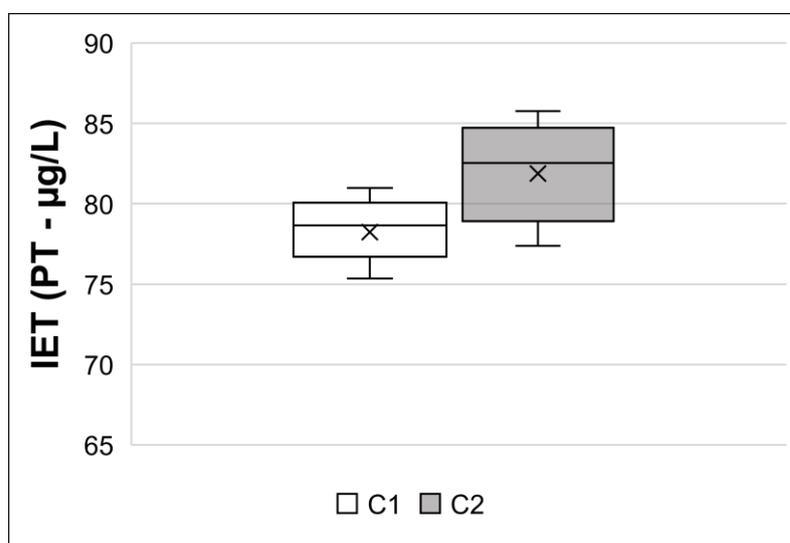


Figura 60 - IET no período seco dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Capibaribe.



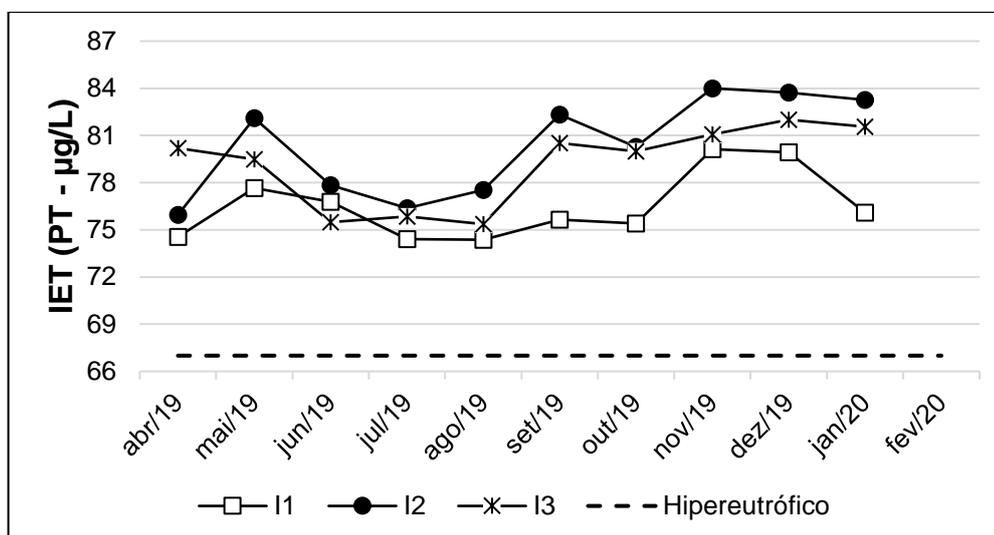
Alguns estudos relatam o aumento da concentração de fósforo no período chuvoso (FARAGE *et al.*, 2010; BARRETO *et al.*, 2013), havendo, portanto, aumento no IET. Segundo Farage *et al.* (2010), este aumento no aporte de fósforo total no corpo de água é justificável pelo mecanismo do escoamento superficial, frequentemente ocorrido nos períodos chuvosos, principalmente, em solos desprovidos de vegetação ou com predominância de cobertura rasteira. Outros estudos relatam o aumento do IET no período seco (ALVES *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2019). Segundo Lamparelli

(2004), embora as chuvas contribuam para o aumento do escoamento superficial e, conseqüentemente, para o incremento das concentrações de fósforo nos corpos hídricos, as chuvas também provocam um aumento do volume de água nos rios, aumentando assim o potencial de diluição de cargas poluidoras, diminuindo, assim, o valor do IET.

6.6.2 IET - Rio Ipojuca

O IET nos pontos amostrais do rio Ipojuca também permaneceu com a classificação de hipereutrófico em todo o período amostral, como pode ser observado na Figura 61.

Figura 61 - IET dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.



Os pontos I2 e I3 apresentaram IET mais elevados, com relação ao ponto I1, localizados na zona urbana e a jusante dessa, respectivamente, evidenciando o maior aporte do nutriente fósforo nesses pontos.

Nas Figuras 62 e 63 encontram-se as variações do IET no período chuvoso e seco, respectivamente, para os pontos amostrais no rio Ipojuca, durante o período de análise.

Figura 62 - IET no período chuvoso dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.

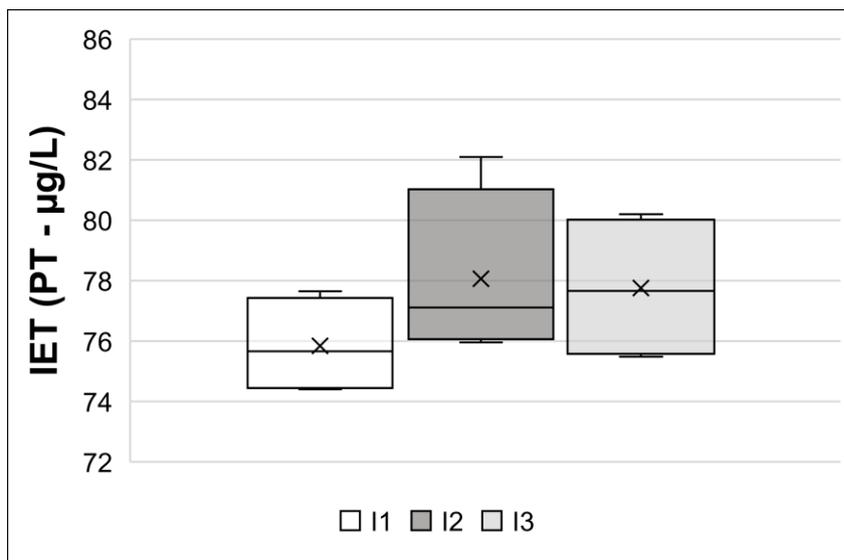
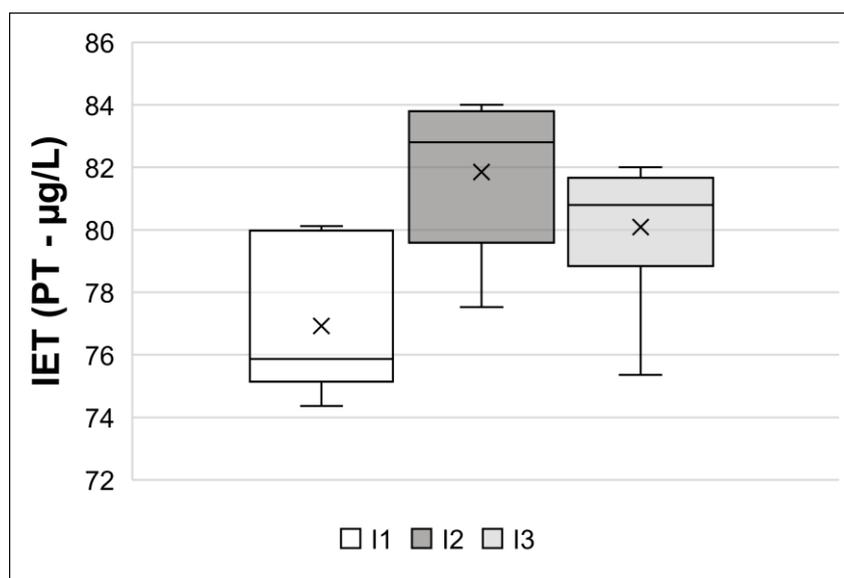


Figura 63 - IET no período seco dos pontos amostrais do trecho analisado do rio Ipojuca.



6.7 Tratamento estatístico

6.7.1 Correlação de Pearson - AINEs e parâmetros de qualidade

As correlações de Pearson entre os parâmetros de qualidade da água analisados nesse trabalho, a pluviometria e os AINEs, para os rios Capibaribe e Ipojuca, foram realizadas com nível de significância de 5% ($p\text{-valor} < 0,05$). As correlações marcadas com um X não apresentaram $p\text{-valor}$ maior que 0,05, sendo, portanto, não significativas.

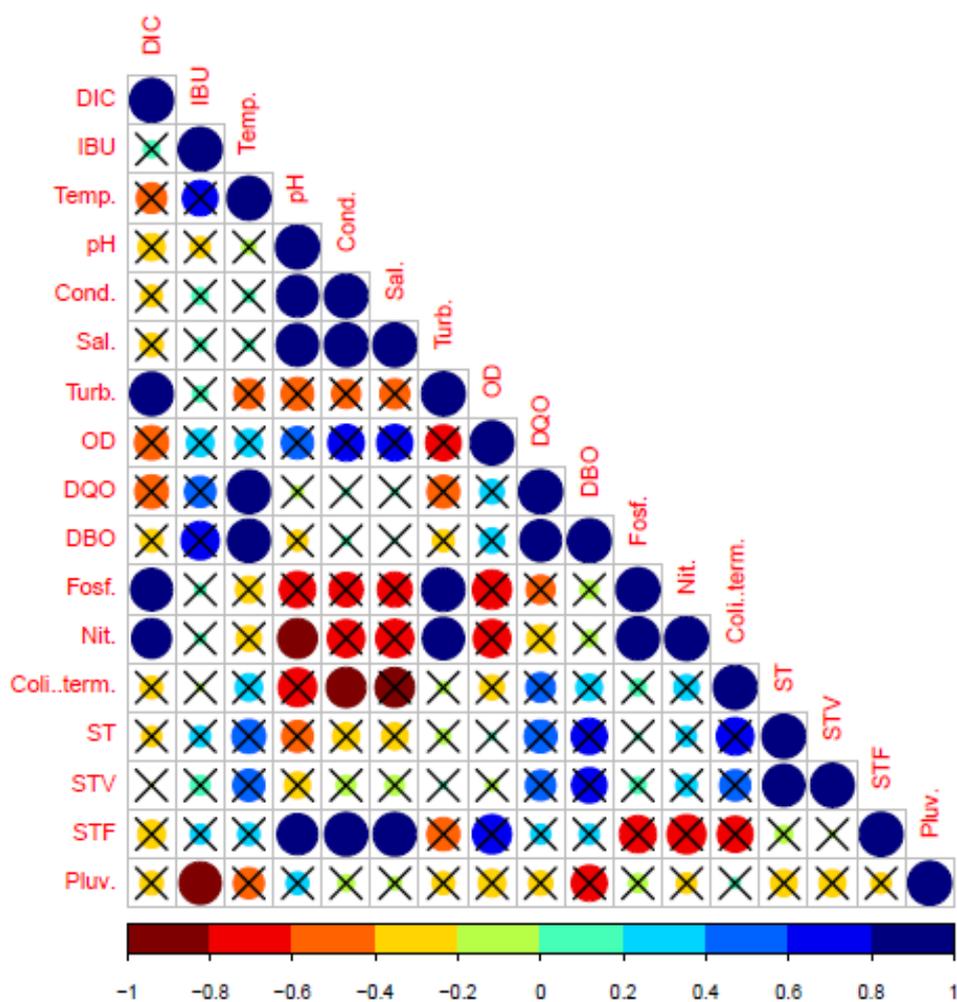
Dentre os AINEs analisados, apenas o diclofenaco e o ibuprofeno foram detectados nos trechos dos rios analisados. Portanto, apenas esses dois AINEs foram correlacionados com os parâmetros de qualidade da água. Além disso, esses AINEs foram detectados no período chuvoso das regiões analisadas.

No rio Capibaribe, os parâmetros que apresentaram correlações significativas com o diclofenaco foram: turbidez ($r=0,98$), fósforo ($r=0,91$) e nitrogênio ($r=0,82$), como pode ser observado na Figura 64. Esses parâmetros de qualidade da água estão relacionados com a poluição antrópica, especialmente pela contribuição de despejos domésticos, uma das principais fontes de entrada de contaminantes emergentes nos recursos hídricos (DU *et al.*, 2014; KRAMER *et al.*, 2015; MANDARIC *et al.*, 2018).

Com relação ao parâmetro temperatura da água, Américo-Pinheiro *et al.* (2017) afirma que este é um parâmetro que está intimamente relacionado com a incidência de luz solar nos corpos hídricos e que desencadeia o processo de fotodegradação de muitos compostos. O sinal negativo da correlação entre o diclofenaco e a temperatura, indica que esse composto sofre, possivelmente, o efeito da fotodegradação, nesse corpo hídrico.

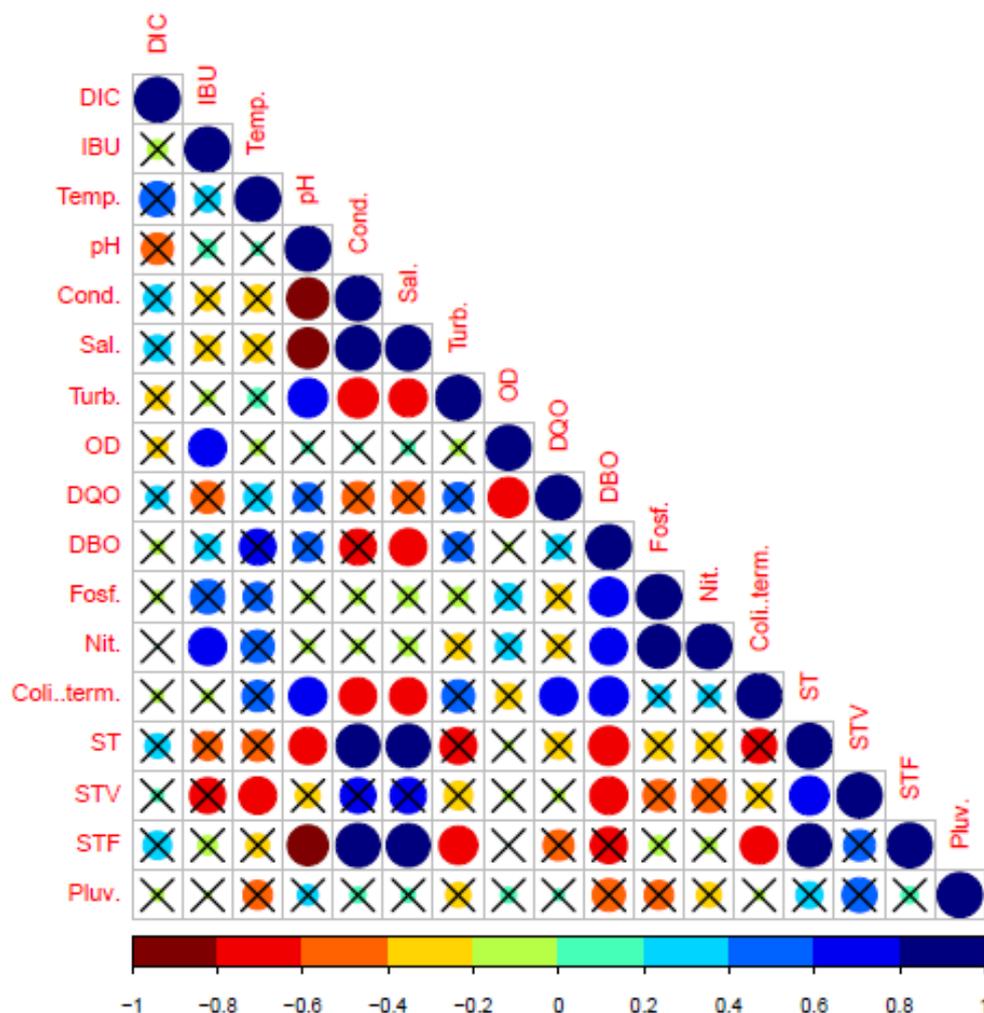
Conforme Figura 64, o ibuprofeno apresentou apenas uma correlação significativa, com a pluviometria ($r=-0,92$). A correlação forte e negativa desse composto com a pluviometria evidencia a diluição desse composto, no corpo hídrico. Além disso, foi observada correlação moderada com a DBO ($r = 0,75$), indicando que esse composto está moderadamente relacionado à poluição orgânica da água. Sendo, possivelmente, o lançamento de efluentes domésticos a principal via de entrada desse composto no trecho do rio Capibaribe analisado.

Figura 64 - Matriz de correlação entre os AINEs diclofenaco e ibuprofeno, e os parâmetros de qualidade da água do rio Capibaribe no período de abril a junho de 2019.



Na Figura 65 encontra-se a matriz de correlação entre os parâmetros de qualidade da água e os AINES diclofenaco e ibuprofeno, no rio Ipojuca. Nessa matriz, apenas o ibuprofeno apresentou correlações fortes e significativas com os parâmetros OD ($r=0,68$) e nitrogênio ($r=0,69$), indicando que, possivelmente, esse composto atinge as águas superficiais do corpo hídrico através do lançamento de efluentes sem tratamento.

Figura 65 - Correlação entre os AINEs diclofenaco e ibuprofeno, e os parâmetros de qualidade da água do rio Ipojuca no período de abril a junho de 2019.



Observou-se que, para uma melhor compreensão do comportamento desses AINEs nos corpos hídricos analisados, é necessário um estudo continuado desses contaminantes e a correlação desses com os parâmetros de qualidade da água.

De modo que a matriz de dados tenha correlações suficientes para justificar a aplicação da análise fatorial, foram realizados os testes KMO e de esfericidade de Bartlett, relativos aos parâmetros de qualidade, pluviometria e os AINEs diclofenaco e ibuprofeno, referentes aos meses de abril a junho. Os resultados dos testes mostraram que as matrizes não são adequadas para aplicação da análise fatorial.

6.7.2 Análise estatística multivariada dos parâmetros de qualidade da água

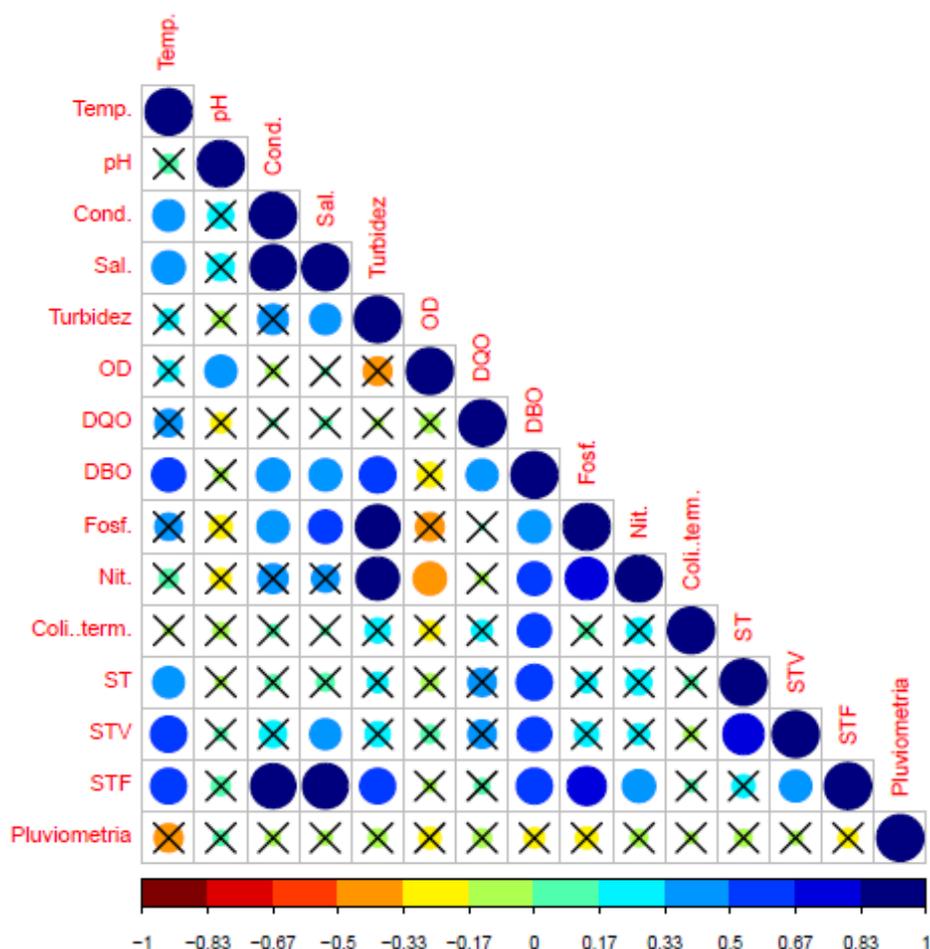
Na AF/ACP são necessárias três etapas: a primeira consiste na preparação da matriz de correlação; a segunda na extração dos fatores comuns e a possível redução de variáveis explicativas e, por último, na rotação dos eixos relativos aos fatores

comuns, com o objetivo de tornar os resultados mais fáceis de serem interpretados (TOLEDO, NICOLELLA, 2002).

6.7.2.1 Correlação - Rio Capibaribe

Na Figura 66, a DBO apresentou o maior nível de correlações entre os parâmetros de qualidade da água analisados, sendo moderadamente correlacionada com a: turbidez ($r=0,59$), condutividade ($r=0,50$), temperatura ($r=0,51$), nitrogênio ($r=0,51$), coliformes termotolerantes ($r=0,51$) e a série de sólidos analisada ($r=0,59;0,53;0,59$), sendo um indicativo da presença de matéria orgânica, de origem antropogênica, possivelmente relacionada ao lançamento de efluentes domésticos e industriais. Além disso, de acordo com Sperling (1996), o principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de OD, e foi observado que todos os fatores moderadamente correlacionados com a DBO, com exceção da temperatura, apresentaram correlação negativa com o OD.

Figura 66 - Correlação entre os parâmetros de qualidade da água e pluviometria no rio Capibaribe, no período de monitoramento entre abril/2019 e fevereiro/2020.



A forte correlação entre a turbidez e os nutrientes, fósforo ($r=0,89$) e nitrogênio ($r=0,85$), pode ser explicada pela forma em que esses nutrientes se encontram na água, ou seja, sob a forma de sólidos em suspensão e dissolvidos, ocasionando o aumento na concentração dos sólidos, e, portanto, um aumento na turbidez da água (SPERLING, 1996). Águas mais turvas dificultam a penetração da luz, havendo a diminuição da fotossíntese, e, portanto, diminuindo o nível de OD do corpo hídrico.

Não foram observadas correlações significativas entre a pluviometria e os demais parâmetros analisados no rio Capibaribe.

6.7.2.2 Correlação - Rio Ipojuca

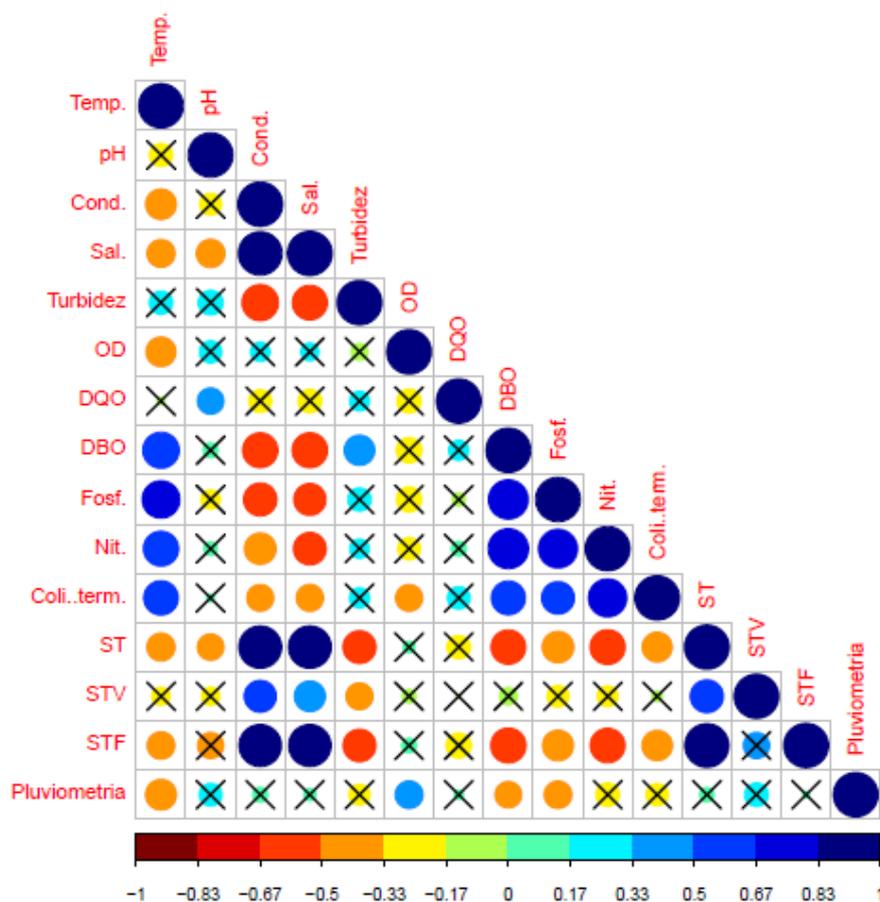
De acordo com a Figura 67, o parâmetro que apresentou o maior número de correlações variando entre moderada e forte, no rio Ipojuca, foi a DBO. Essa apresentou correlação forte com a temperatura ($r=0,66$), o fósforo ($r=0,79$) e nitrogênio ($r=0,81$) e moderada com os coliformes termotolerantes ($r=0,58$). Isso indica que o lançamento de efluentes, sem tratamento, nos corpos hídricos, resulta no aumento da DBO, diminuindo o a quantidade de OD disponível no corpo hídrico.

A correlação negativa entre o OD e a temperatura ($r=-0,44$) é explicada pelo fato de que a solubilidade do OD é afetada pela temperatura, ou seja, elevações na temperatura diminuem a solubilidade de OD no corpo hídrico. Além disso, elevações da temperatura aumentam a taxa das reações químicas e biológicas, fator que pode estar relacionado à correlação positiva entre este parâmetro e a DBO ($r=0,66$).

Com relação aos coliformes termotolerantes, a correlação desse parâmetro com o nitrogênio ($r=0,74$) foi considerada forte quando comparada com o fósforo ($r=0,53$), que apresentou uma correlação moderada. As correlações do fósforo e nitrogênio com os coliformes termotolerantes, podem estar relacionadas à presença de efluentes domésticos despejados no corpo hídrico, sem tratamento.

A correlação negativa da condutividade e salinidade com a DBO, os coliformes termotolerantes e os nutrientes, podem ser reflexos da litologia da bacia hidrográfica. As correlações entre a salinidade e condutividade, e entre essas e os sólidos totais, são variáveis que podem estar associadas à origem natural, em virtude das características geológicas e pedológicas da região (ANDRADE *et al.*, 2007b), ou ter origem antrópica, relacionada aos processos de assoreamento do corpo hídrico ou à poluição.

Figura 67 - Correlação entre os parâmetros de qualidade da água e pluviometria no rio Ipojuca, no período de monitoramento entre abril/2019 e fevereiro/2020.



6.7.2.3 Análise fatorial e Análise dos componentes principais (AF/ACP)

A análise multivariada dos dados dos rios Capibaribe e Ipojuca nos períodos seco e chuvoso, não foi possível ser realizada, pois o teste de adequabilidade das amostras, durante a análise fatorial, mostrou que não era possível prosseguir com a análise multivariada para esses períodos, individualmente. O resultado do teste KMO, para avaliar a adequação da amostra para análise multivariada, foi abaixo do necessário para aplicabilidade dessa análise aos dados. Portanto, a análise fatorial foi realizada para o conjunto total de dados de cada corpo hídrico, envolvendo todo o período de análise. Os testes KMO e de esfericidade de Bartlett, aplicados à matriz de dados, demonstraram que existem correlações suficientes que permitem a continuidade da aplicação da AF/ACP, como pode ser observado na Tabela 23.

Tabela 23 - Resultado dos testes de esfericidade de Bartlett e de adequação da amostra (KMO).

Testes		Capibaribe	Ipojuca
KMO		0,52	0,73
Esfericidade de Bartlett	Qui-quadrado aproximado	273,942	488,652
	df	91	91
	Significância	0,00	0,00

Com a análise dos componentes principais (ACP) é possível obter a redução dos dados multivariados e a detecção de estrutura na relação entre os dados, transformando-os em um novo conjunto de variáveis, chamadas de componentes principais, resultado de uma combinação linear das variáveis originais. Nessa análise, foram utilizados apenas os parâmetros de qualidade da água, a fim de determinar as características de maior participação no comportamento das variáveis quando atuam conjuntamente, no corpo hídrico.

A análise fatorial se procedeu através da transformação da matriz de correlação por meio de estimação em uma matriz fatorial contendo cargas fatoriais para cada variável, em cada fator (ou componente) obtido. Então, as cargas de cada variável nos fatores foram interpretadas para identificar a estrutura latente das variáveis (HAIR *et al.*, 2009).

A informação referente aos dados analisados, após a aplicação da ACP, está concentrada na primeira direção e diminui progressivamente, até tornar-se irrelevante na análise e explicação dos dados. As direções, provenientes das combinações lineares das variáveis originais, são os componentes principais ou autovetores (FIGUEIREDO, 2012). As contribuições de cada variável nas componentes principais correspondem aos pesos (*loadings*). Nas novas componentes geradas, as n-componentes que expliquem a maior variabilidade dos dados são escolhidas de modo a caracterizar a base de dados (NONATO *et al.*, 2007).

Ainda não há um critério consensual com relação à quantidade de componentes que devem ser extraídas ou retidas na ACP (HAIR *et al.*, 2009; ROCHA; PEREIRA, 2015; SILVA; GOUVEIA, 2018). De acordo com Hair *et al.*, 2009, a técnica mais comumente usada é o critério da raiz latente, pela simplicidade de aplicação na ACP. Segundo esse critério, todos os fatores que possuem autovalores (ou raízes latentes) maiores que 1 são considerados significantes. O raciocínio para este critério é de que

qualquer fator individual deve explicar a variância de pelo menos uma variável se o mesmo há de ser mantido para interpretação (HAIR *et al.*, 2009).

Portanto, na interpretação dos fatores é necessário tomar decisão sobre quais cargas fatoriais apresentam significância. Foram consideradas significativas as cargas que excedem $\pm 0,70$, que são consideradas indicativas de estruturas bem definidas, estando fortemente associadas a um componente. Cargas fatoriais de $\pm 0,50$ ou maiores foram consideradas como razoavelmente associadas a um componente, e cargas na faixa de $\pm 0,30$ a $\pm 0,40$ foram consideradas como atendendo o nível mínimo para interpretação da estrutura (HAIR *et al.*, 2009).

Os resultados das matrizes fatoriais para ambos os rios analisados comprovaram a necessidade da utilização do método de rotação VARIMAX, devido ao acúmulo de variáveis em um mesmo fator, com o objetivo de obter uma matriz de mais fácil compreensão. Alguns estudos têm utilizado a análise multivariada com emprego da rotação VARIMAX, para uma melhor interpretação da matriz fatorial (ANDRADE *et al.*, 2007b; GUEDES *et al.*, 2012; ROCHA; PEREIRA, 2016; SILVA *et al.*, 2017; MEDEIROS; SILVA; LINS, 2018; ISIYAKA *et al.*, 2019; BRITTO *et al.*, 2020; KALE *et al.*, 2020).

6.7.2.4 AF/ACP - Rio Capibaribe

A Tabela 24 apresenta os resultados para análise da extração dos componentes. Considerando o critério da raiz latente, apenas as quatro primeiras componentes principais foram utilizadas, explicando 80% da variância total dos dados.

Tabela 24 - Resultados para a extração de componentes do rio Capibaribe.

Componentes	Autovalores	% de variância	% variância acumulada
Dim.1	5,57	39,81	39,81
Dim.2	2,46	17,57	57,38
Dim.3	2,03	14,49	71,87
Dim.4	1,14	8,12	79,99
Dim.5	0,89	6,33	86,32
Dim.6	0,63	4,49	90,81
Dim.7	0,43	3,10	93,91
Dim.8	0,37	2,64	96,55
Dim.9	0,19	1,38	97,93
Dim.10	0,13	0,90	98,83
Dim.11	0,12	0,86	99,69
Dim.12	0,02	0,16	99,84
Dim.13	0,01	0,10	99,94
Dim.14	0,01	0,06	100,00

A Tabela 25 apresenta a matriz fatorial da análise de componentes, expressando a relação entre fatores e variáveis, permitindo a identificação das variáveis com maiores inter-relações em cada componente.

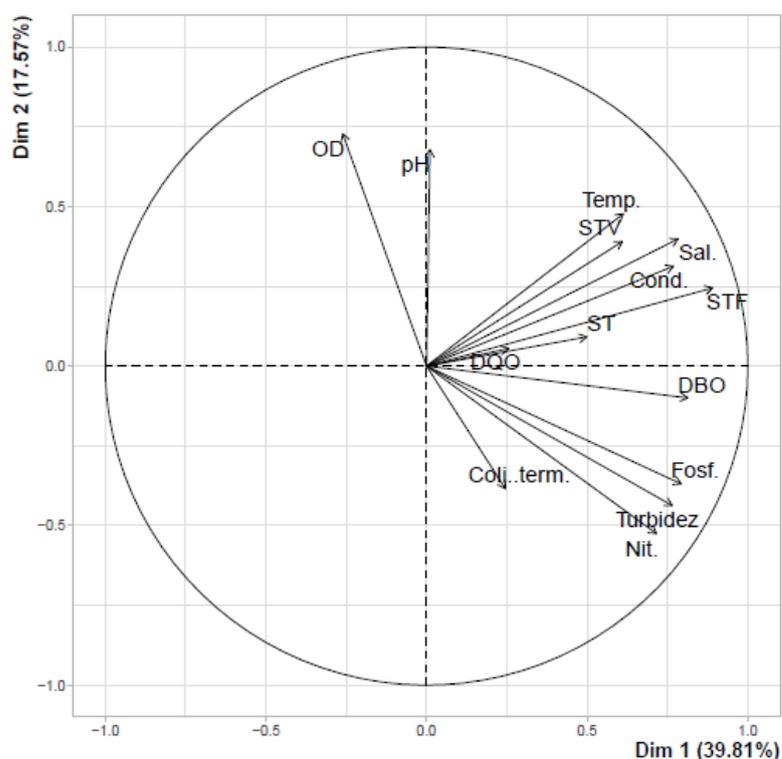
Tabela 25 - Matriz fatorial da ACP do rio Capibaribe.

Variáveis	Componentes			
	CP1	CP2	CP3	CP4
Temp.	0,61	0,48	0,27	-0,09
pH	0,01	0,68	-0,32	0,21
Cond.	0,77	0,31	-0,39	0,19
Sal.	0,78	0,40	-0,36	0,14
Turbidez	0,76	-0,44	-0,22	-0,12
OD	-0,26	0,73	-0,06	0,00
DQO	0,26	0,06	0,71	0,28
DBO	0,81	-0,10	0,36	0,29
Fosf.	0,79	-0,37	-0,24	-0,26
Nit.	0,72	-0,53	-0,18	-0,16
Coli. term.	0,25	-0,38	0,17	0,77
ST	0,50	0,09	0,68	-0,25
STV	0,61	0,39	0,48	-0,32
STF	0,89	0,24	-0,28	0,04
Autovalor	5,57	2,46	2,03	1,14
Variância (%)	39,8	17,6	14,5	8,1
Variância acum. (%)	39,8	57,4	71,9	80,0

A primeira componente explica 39,8% da variabilidade dos dados e está associada com variáveis indicativas, principalmente das ações antrópica e geológica (ANDRADE *et al.*, 2007). As componentes CP2, CP3 e CP4, explicam 17,6%, 14,5% e 8,1%, respectivamente, da variabilidade dos dados. A representação gráfica bidimensional da ACP dos dados de qualidade do rio Capibaribe está representada na Figura 68.

Segundo Andrade *et al.* (2007b), em geral, a matriz do peso fatorial apresenta dificuldades na identificação das variáveis mais significativas, em decorrência de valores muito próximos entre si. Como pode ser observado, houve um acúmulo de variáveis com cargas significativas e valores próximos entre si, em um mesmo fator, na CP1. Além disso, foram observadas cargas cruzadas para a variável nitrogênio, nas componentes CP1 e CP2. Visando uma melhor interpretação dos dados, foi realizada a rotação da matriz fatorial dos dados, através do método VARIMAX.

Figura 68 - Representação bidimensional das variáveis na análise ACP do rio Capibaribe.



A matriz rotacionada encontra-se na Tabela 26. Observa-se que, apesar de ter sido aplicada a rotação VARIMAX, a matriz fatorial rotacionada ainda apresentou cargas cruzadas, como pode ser observado para a variável pH, DQO e DBO, com carga moderada entre as componentes, na Tabela 26. Esse fato pode estar

relacionado ao resultado do teste KMO, de adequabilidade dos dados para aplicação da análise fatorial. Hair *et al.* (2009) afirmam que o pesquisador deve ter um valor geral do teste KMO acima de 0,50 antes de proceder com a análise fatorial. Porém, ainda segundo Hair *et al.* (2009), como o teste KMO para os dados de qualidade da água do rio Capibaribe apresentou um valor de 0,52, a análise fatorial para esses dados é classificada como ruim. Entretanto, apesar da análise fatorial obter essa classificação, foi observada a redução das variáveis com cargas significativas na CP1. Além disso, pode-se observar uma melhor distribuição da variância total entre as quatro componentes. Comparando-se as Tabelas 25 e 26, verifica-se uma redução do percentual da variância total explicada pela CP1 e um conseqüente aumento do percentual da variância explicado pelas demais componentes, sem ocorrer variação do total explicado pela ACP (ANDRADE *et al.*, 2007).

Tabela 26 - Matriz fatorial da ACP do rio Capibaribe com rotação VARIMAX.

Variáveis	Componentes			
	RCP1	RCP2	RCP3	RCP4
Temp.	0,49	-0,02	0,67	-0,03
pH	0,57	-0,51	-0,10	-0,11
Cond.	0,90	0,22	0,10	0,09
Sal.	0,93	0,17	0,17	0,03
Turbidez	0,35	0,84	0,09	0,08
OD	0,24	-0,68	0,05	-0,28
DQO	-0,10	-0,10	0,62	0,50
DBO	0,35	0,40	0,56	0,54
Fosf.	0,38	0,85	0,15	-0,06
Nit.	0,24	0,88	0,09	0,07
Coli..term.	0,05	0,17	-0,07	0,89
ST	-0,03	0,18	0,86	0,04
STV	0,28	0,07	0,87	-0,15
STF	0,85	0,37	0,27	0,03
Autovalor	3,57	3,36	2,80	1,46
Variância (%)	25,5	24,0	20,0	10,5
Variância acum. (%)	25,5	49,5	69,5	80,0

Observou-se a redução da variância na primeira componente rotacionada (RCP1), passando a explicar 25,20% da variância total dos dados; enquanto que as outras três componentes rotacionadas (RCP2, RCP3 e RCP4), passaram a explicar 24%, 20% e 10,5% da variância total dos dados de qualidade da água do rio Capibaribe.

Ao analisar os dados da Tabela 26, a primeira componente rotacionada (RCP1), apresentou elevados coeficientes positivos para a condutividade, salinidade e sólidos totais fixos, e coeficiente moderado com o pH. Essa componente expressa fortemente a relação com o intemperismo dos componentes geológicos do solo (ANDRADE *et al.*, 2007b). A presença de sólidos inorgânicos dissolvidos no corpo hídrico tende a aumentar a condutividade e salinidade da água (SPERLING, 1995).

A RCP2, segunda componente rotacionada, apresentou coeficientes elevados e positivos com a turbidez, fósforo e nitrogênio, e coeficientes negativos e moderados com o OD e pH. Essa componente evidencia as ações antropológicas nesse trecho do rio Capibaribe. A turbidez pode estar relacionada à erosão e ao escoamento superficial nesse trecho da bacia, além da contribuição de despejos domésticos e industriais. Os nutrientes, fósforo e nitrogênio, podem estar relacionado aos despejos domésticos e industriais nesse trecho do rio, evidenciado pela relação negativa desse coeficiente com o OD, consumido pelas bactérias durante a estabilização da matéria orgânica (REIS *et al.*, 2016).

A terceira componente rotacionada (RCP3), apresentou coeficientes positivos, fortemente relacionado com os sólidos totais e sólidos totais voláteis, e moderadamente associados à DBO, DQO e temperatura. Essa componente expressa o aporte de matéria orgânica no trecho do rio analisado, proveniente principalmente de despejos domésticos, evidenciada, também, pela última componente rotacionada, RCP4, que apresentou coeficiente fortemente associado aos coliformes termotolerantes e moderadamente associados à DBO e DQO.

6.7.2.5 AF/ACP - Rio Ipojuca

A Tabela 27 apresenta a matriz dos resultados para extração de componentes da matriz de correlação dos dados de qualidade da água referentes ao rio Ipojuca. De acordo com o critério da raiz latente, as três primeiras componentes explicam 74,5% da variância total dos dados.

Tabela 27 - Resultados para a extração de componentes do rio Ipojuca.

Componentes	Autovalores	% de variância	% variância acumulada
Dim.1	6,71	47,90	47,90
Dim.2	2,36	16,86	64,76
Dim.3	1,36	9,69	74,45
Dim.4	0,97	6,93	81,38
Dim.5	0,66	4,69	86,07
Dim.6	0,57	4,09	90,15
Dim.7	0,43	3,07	93,22
Dim.8	0,36	2,59	95,81
Dim.9	0,26	1,89	97,70
Dim.10	0,16	1,13	98,83
Dim.11	0,08	0,59	99,42
Dim.12	0,06	0,43	99,84
Dim.13	0,02	0,14	99,99
Dim.14	0,00	0,01	100,00

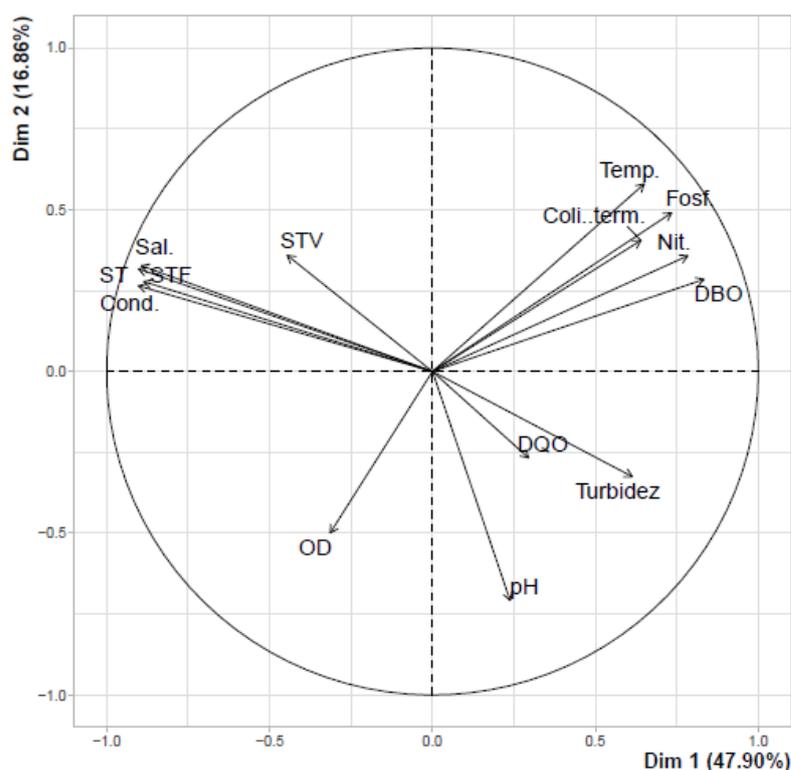
Na Tabela 28 encontra-se a matriz fatorial da análise dos componentes principais, para os dados de qualidade do rio Ipojuca. A representação gráfica bidimensional da ACP encontra-se representada na Figura 69.

Tabela 28 - Matriz fatorial da ACP do rio Ipojuca.

Variáveis	Componentes		
	CP1	CP2	CP3
Temp.	0,65	0,58	-0,12
pH	0,24	-0,71	0,29
Cond.	-0,90	0,26	0,11
Sal.	-0,89	0,33	0,04
Turbidez	0,61	-0,32	-0,02
OD	-0,31	-0,50	-0,46
DQO	0,29	-0,27	0,80
DBO	0,83	0,28	0,06
Fosf.	0,73	0,49	-0,26
Nit.	0,78	0,36	0,01
Coli..term.	0,64	0,41	0,29
ST	-0,90	0,32	0,10
STV	-0,45	0,36	0,48
STF	-0,89	0,28	-0,03
Autovalor	6,71	2,36	1,36
Variância (%)	47,9	16,9	9,7
Variância acum. (%)	47,9	64,8	74,5

A primeira componente explica 47,9% da variabilidade dos dados, estando associada com variáveis indicativas, principalmente de ações antrópica e geológica. As componentes CP2 e CP3 explicaram 16,9% e 9,7% da variância total dos dados de qualidade da água originais, respectivamente. Observou-se que houve um acúmulo de variáveis com cargas significativas na CP1. Além disso, a variável temperatura apresentou carga cruzada nas componentes CP1 e CP2. Essas características tornam difícil a interpretação da matriz de dados da ACP, não permitindo a identificação de características únicas e distintas a cada fator (FIGUEIREDO, 2012). Então, foi necessária a aplicação da rotação ortogonal dos eixos, através do método VARIMAX, para uma melhor compreensão da matriz fatorial.

Figura 69 - Representação bidimensional das variáveis na análise ACP do rio Ipojuca.



A Tabela 29 apresenta a matriz fatorial de dados rotacionados pelo método VARIMAX, maximizando a variância entre os fatores, sem afetar a proporção da variância total explicada pelo conjunto de dados (74,5%).

A RCP1 apresentou elevados coeficientes positivos para condutividade, salinidade e a série de sólidos analisada, e coeficientes negativos para turbidez e pH. Essa componente representa fortemente uma componente de sólidos. Observou-se que a componente rotacionada RCP1 apresentou coeficiente negativo para a turbidez

e positivo para a série de sólidos totais analisada. Muito embora os parâmetros turbidez e sólidos totais estejam associados, eles não são absolutamente equivalentes (AGRIZZI *et al.*, 2018). A turbidez pode ser definida como uma medida do grau de interferência à passagem da luz através do líquido. A alteração à penetração da luz na água decorre na suspensão. Como exemplo, uma pedra, colocada em um copo de água limpa, confere àquele meio uma elevada concentração de sólidos totais, porém a sua turbidez pode ser praticamente nula (BRASIL, 2014). Para uma avaliação mais precisa sobre a turbidez da água nesses pontos e a relação desse parâmetro com os sólidos presentes nos pontos em análise, é necessário, portanto, realizar a análise dos sólidos totais dissolvidos presentes na amostra.

Essa carga de sólidos pode estar relacionada, possivelmente, ao escoamento superficial, depósito de resíduos sólidos próximo ao recurso hídrico, e ao processo natural de intemperismo dos componentes geológicos do solo (ANDRADE *et al.*, 2007; 2007b; SILVA *et al.*, 2008).

A segunda componente rotacionada (RCP2) apresentou coeficientes elevados e positivos com a temperatura, DBO, fósforo, nitrogênio e coliformes termotolerantes, e coeficiente moderado e negativo com o OD. Essa componente expressa a influência da poluição antrópica no corpo hídrico, sendo uma indicadora de poluição orgânica, principalmente através do lançamento de efluentes domésticos e possível lixiviação de fertilizantes químicos e orgânicos oriundos de áreas agrícolas (ANDRADE *et al.*, 2007b; GUEDES *et al.*, 2012).

Tabela 29 - Matriz fatorial da ACP do rio Ipojuca com rotação VARIMAX.

Variáveis	Componentes		
	RCP1	RCP2	RCP3
Temp.	-0,19	0,84	-0,19
pH	-0,52	-0,35	0,49
Cond.	0,87	-0,36	-0,08
Sal.	0,89	-0,31	-0,16
Turbidez	-0,66	0,14	0,15
OD	-0,18	-0,64	-0,35
DQO	-0,17	0,09	0,87
DBO	-0,45	0,75	0,09
Fosf.	-0,34	0,81	-0,28
Nit.	-0,38	0,77	0,01
Coli..term.	-0,17	0,75	0,24
ST	0,90	-0,32	-0,11
STV	0,68	0,05	0,31
STF	0,83	-0,36	-0,21
Autovalor	4,81	4,10	1,51
Variância (%)	34,4	29,3	10,8
Variância acum. (%)	34,4	63,6	74,5

A RCP3 (terceira componente rotacionada) apresentou apenas um coeficiente elevado e positivo, a DQO. Como a DQO representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea, essa componente também é considerada como uma indicadora de poluição orgânica no trecho do rio Ipojuca analisado.

A falta de correlação entre as combinações lineares é importante, pois significa que cada um deles descreve diferentes fatores relacionados aos dados originais. Como consequência, a análise de um número limitado de combinações lineares permite obter uma boa representação dos conjuntos de dados estudados (ANDRADE *et al.*, 2007).

6.7.2.6 ACP dos parâmetros de ambos os rios

Após realizar as Análises dos Componentes Principais para cada corpo hídrico separadamente, foi realizada a ACP com os dados de ambos os rios analisados nesse trabalho, a fim de observar o comportamento das variáveis de qualidade da água com relação aos dois trechos das bacias hidrográficas analisadas.

A aplicação dos testes de Esfericidade de Bartlett (p -valor $<0,05$) e KMO (coeficiente de 0,74) demonstraram que o tamanho da amostra do conjunto de dados de qualidade da água foi adequado para ACP.

Na Tabela 30 encontra-se a matriz com os autovalores correspondentes à cada componente, referente aos dados de ambos os rios analisados nesse trabalho. De acordo com o critério da raiz latente, as quatro primeiras componentes explicam, aproximadamente, 78,8% da variância total dos dados. A matriz fatorial da análise dos componentes principais, encontra-se na Tabela 31.

Tabela 30 - Resultados para a extração de componentes na ACP dos rios Ipojuca e Capibaribe.

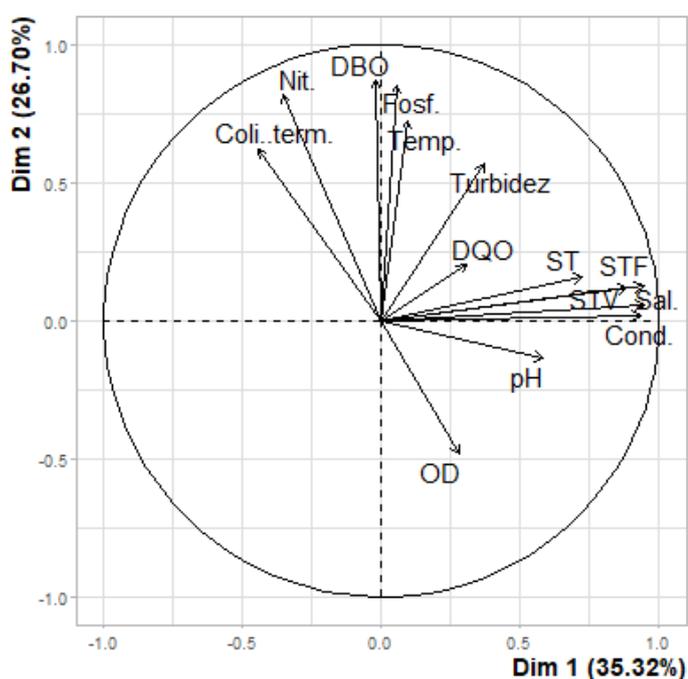
Componentes	Autovalores	% de variância	% variância acumulada
Dim.1	4,94	35,32	35,32
Dim.2	3,74	26,70	62,02
Dim.3	1,25	8,92	70,94
Dim.4	1,10	7,85	78,78
Dim.5	0,75	5,38	84,16
Dim.6	0,66	4,71	88,88
Dim.7	0,46	3,31	92,18
Dim.8	0,38	2,68	94,86
Dim.9	0,30	2,17	97,03
Dim.10	0,19	1,35	98,38
Dim.11	0,11	0,75	99,13
Dim.12	0,09	0,67	99,80
Dim.13	0,01	0,10	99,90
Dim.14	0,01	0,10	100,00

Tabela 31 - Matriz fatorial da ACP dos dados de qualidade da água dos rios Ipojuca e Capibaribe.

Variáveis	Componentes			
	CP1	CP2	CP3	CP4
Temp.	0,10	0,72	0,16	0,24
pH	0,58	-0,13	0,04	0,57
Cond.	0,94	0,02	-0,14	0,01
Sal.	0,94	0,06	-0,15	0,03
Turbidez	0,37	0,57	-0,43	-0,24
OD	0,28	-0,48	-0,09	0,63
DQO	0,31	0,20	0,76	-0,19
DBO	-0,02	0,87	0,16	0,12
Fosf.	0,05	0,85	-0,37	-0,09
Nit.	-0,36	0,82	-0,08	0,23
Coli..term.	-0,44	0,62	0,21	0,33
ST	0,72	0,16	0,34	-0,17
STV	0,88	0,12	0,22	-0,02
STF	0,94	0,13	-0,18	-0,05
Autovalor	4,94	3,74	1,25	1,10
Variância (%)	35,32	26,70	8,92	7,85
Variância acum. (%)	35,32	62,02	70,94	78,78

Na Figura 70 encontra-se a representação bidimensional das variáveis na análise ACP dos parâmetros de qualidade dos rios Ipojuca e Capibaribe.

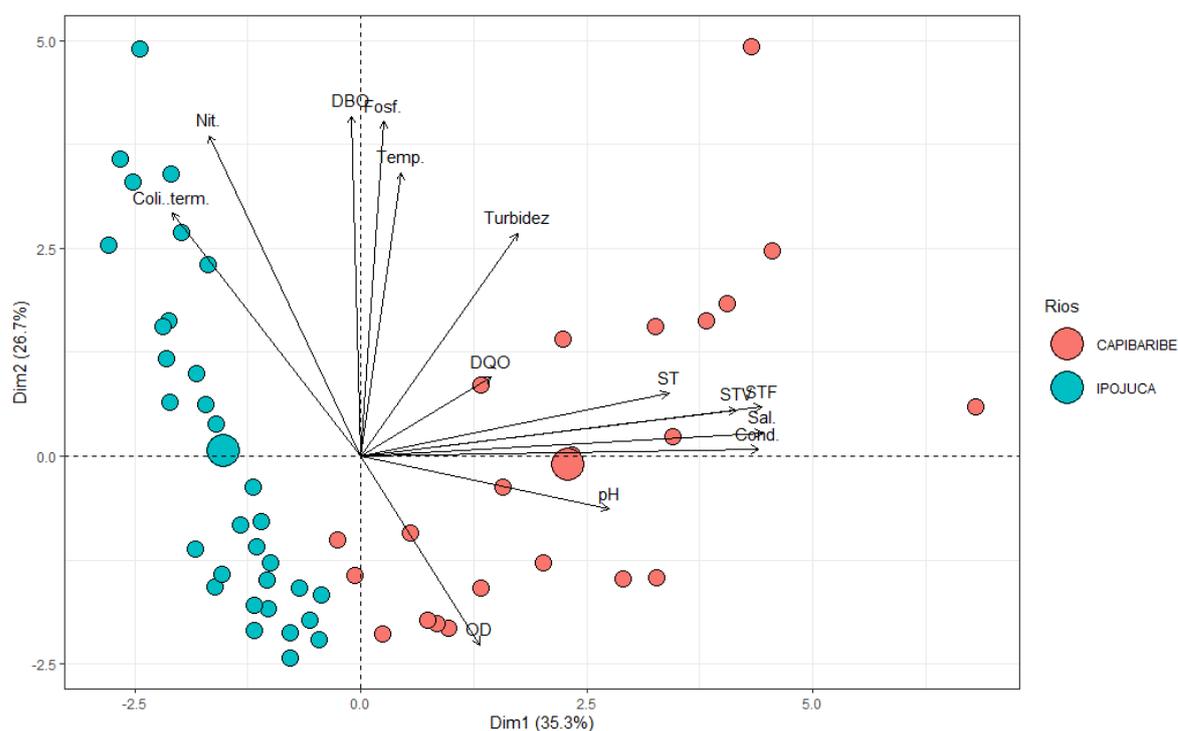
Figura 70 - Representação bidimensional das variáveis na análise ACP dos parâmetros de qualidade dos rios Ipojuca e Capibaribe.



Observando a Tabela 31, verifica-se a não existência de cargas cruzadas ou acúmulo de cargas em apenas uma componente, portanto, optou-se por não realizar a rotação VARIMAX. A CP1 explica 35,32% da variância total dos dados e representa fortemente uma componente de sólidos. A CP2, explica 26,7% dos dados e está fortemente relacionada ao aporte de matéria orgânica no corpo hídrico, especialmente através do lançamento de efluentes domésticos e industriais. A CP3 e CP4 explicaram 8,92% e 7,85% da variância total dos dados, sendo relacionadas, respectivamente à DQO e ao OD.

Na Figura 71, pode-se observar que as variáveis que apresentaram os menores ângulos com relação ao eixo PC2 (DBO, Fosf. e Temp.), tiveram a maior influência na segregação dos rios analisados. As variáveis que apresentaram ângulos em torno de 45°, em relação aos eixos PC1 e PC2, foram responsáveis pela maior dispersão dos resultados para os parâmetros de qualidade da água analisados (MEDEIROS *et al.*, 2017). Percebe-se que o rio Ipojuca contribui mais para a variação da concentração das variáveis nitrogênio e coliformes totais, enquanto que o rio Capibaribe contribui mais para a variação da concentração das variáveis DQO, pH, OD e turbidez. Os demais pontos do rio Ipojuca, localizados no terceiro quadrante, não definem claramente a contribuição para as variáveis monitoradas.

Figura 71 - Gráfico biplot dos dados de qualidade da água dos rios Ipojuca e Capibaribe



Nesse trabalho, devido às condições do corpo hídrico e do local de estudo, foram avaliados apenas 2 pontos no rio Capibaribe, enquanto que no rio Ipojuca foram analisados 3 pontos amostrais. Para uma melhor compreensão das diferenças entre as bacias hidrográficas de ambos os rios analisado, evidencia-se a importância da ampliação do número de pontos amostrais em toda a sua extensão, bem como aumento da quantidade de parâmetros analisados. A análise multivariada empregando parâmetros físicos, químicos e biológico da água foi utilizada para identificar os principais fatores que contribuíram para a degradação dos recursos hídricos nos trechos analisados, possibilitando, assim, a proposição de diretrizes para a gestão desses recursos, envolvendo o monitoramento e controle da qualidade da água. Além da necessidade de coleta e tratamento dos efluentes produzidos nessas bacias hidrográficas, fica evidente, também, a necessidade de se controlar a qualidade do sistema de drenagem pluvial, a fim de identificar descargas clandestinas de efluentes domésticos e industriais para esses sistemas de coleta, reduzindo, portanto, as cargas de poluentes lançados nos corpos hídricos, especialmente na região semiárida, que enfrenta sérios problemas de escassez de água.

7 CONCLUSÃO

A qualidade da água dos rios Ipojuca e Capibaribe, nos trechos analisados, foi avaliada segundo os parâmetros físico-químicos e biológicos por um período de onze meses, entre abril/2019 e fevereiro/2020. Os resultados das análises dos parâmetros foram confrontados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, de acordo com a classificação dos rios analisados. Os rios Capibaribe e Ipojuca, classificados como rios classes 2 e 3, respectivamente, apresentaram resultado de alguns parâmetros fora dos limites estabelecidos pela Resolução, como: salinidade, turbidez, oxigênio dissolvido, demanda biológica de oxigênio, fósforo e coliformes termotolerantes.

O resultado do IQA para o trecho do rio Capibaribe analisado, em geral, foi classificado como “ruim”. No trecho do rio Ipojuca, o IQA foi classificado como “péssimo”. O trecho do rio Ipojuca apresentou um aumento do IQA no período chuvoso, em comparação com o período seco da região. Esse comportamento não foi evidenciado nos dados do IQA do rio Capibaribe. O grau de trofia dos corpos hídricos, avaliado através do IET, indicou que ambos os rios foram classificados como hipereutróficos, durante todo o período de análise, com IET médio de 78,5 e 78,7 para os trechos dos rios Ipojuca e Capibaribe, respectivamente.

Os compostos farmacêuticos: diclofenaco, dipirona, ibuprofeno e paracetamol, foram analisados no período de abril a junho de 2019. Nas análises das amostras de água dos rios Capibaribe e Ipojuca, foram quantificados apenas os compostos diclofenaco e ibuprofeno, em 100% das amostras, enquanto que os compostos paracetamol e dipirona não foram detectados ou ficaram abaixo do limite de detecção.

Os AINEs foram analisados no período de abril a junho de 2019, no esgoto bruto e no efluente tratado da ETE-Rendeiras, em Caruaru, que possui o rio Ipojuca como corpo receptor. Apenas o diclofenaco e ibuprofeno foram detectados e quantificados em 100% das amostras analisadas, tanto no esgoto bruto quanto no efluente tratado. O paracetamol e a dipirona não foram detectadas ou ficaram abaixo do limite de quantificação, em todas as amostras analisadas, não sendo possível a quantificação desses fármacos.

As máximas eficiências de remoção observada na ETE, para os fármacos diclofenaco e ibuprofeno, foram, respectivamente, 93,6% e 86,6%. Embora obtendo boas taxas de remoção na fase aquosa (ao comparar a concentração entre esgoto

bruto e esgoto tratado), essas não implicam uma degradação na mesma extensão, pois transformações químicas e físicas, biodegradação e sorção em material sólido, indicam que alguns produtos farmacêuticos são acumulados no lodo de esgoto. É necessário, portanto, ampliar os estudos com relação à concentração de fármacos também no lodo da ETE, visando impedir a introdução de micropoluentes, como os compostos farmacêuticos, não apenas nos corpos hídricos, mas no meio ambiente em geral.

A não detecção dos compostos paracetamol e dipirona pode estar relacionada ao seu potencial de degradação devido às condições climáticas em que estão inseridas as áreas de estudo. Evidencia-se, portanto, a necessidade de estudos continuados sobre a concentração de AINEs nesses corpos hídricos, além da adoção de outras metodologias de análise de fármacos, que possam vir a detectar concentrações menores desses compostos.

No trecho do rio Capibaribe, os parâmetros que apresentaram correlações significativas com o diclofenaco foram: turbidez, fósforo e nitrogênio, enquanto que o ibuprofeno apresentou apenas uma correlação significativa, com a pluviometria. Com relação aos dados do rio Ipojuca, apenas o ibuprofeno apresentou correlações fortes e significativas com os parâmetros OD e nitrogênio. Para melhor compreensão do comportamento desses contaminantes no corpo hídrico, é necessário um monitoramento continuado para detecção e quantificação desses contaminantes e correlação com os demais parâmetros de qualidade da água.

Os resultados apresentados nesse trabalho evidenciam que o lançamento de efluentes domésticos bruto ou tratado, representam a principal via de entrada, de maneira contínua, dos contaminantes no meio ambiente. Como ainda são pouco conhecidos os efeitos indesejáveis que esses contaminantes podem provocar ao meio ambiente e aos seres vivos, é necessária, portanto, a implantação de redes coletoras e estações de tratamento de esgoto com tecnologias eficientes na remoção de contaminantes emergentes, incluindo os compostos farmacêuticos.

A análise dos componentes principais foi realizada para a matriz de dados de qualidade dos dois corpos hídricos analisados. A ACP no rio Capibaribe resultou em quatro componentes que, juntas explicaram 80% da variância dos dados. A ACP do rio Ipojuca resultou em três componentes principais, explicando, conjuntamente, 74,5% da variância dos dados. Os resultados da ACP dos dados de ambos os rios

analisados, mostraram que, a primeira componente representa fortemente uma componente de sólidos, sendo relacionada, possivelmente, ao escoamento superficial, depósito de resíduos sólidos próximo ao recurso hídrico, e ao processo natural de intemperismo dos componentes geológicos do solo da bacia hidrográfica. A segunda componente é uma indicadora de poluição orgânica, principalmente através do lançamento de efluentes domésticos sem tratamento e possível lixiviação de áreas urbanas e agrícolas.

De acordo com os resultados desse trabalho, em geral, os trechos analisados dos rios Ipojuca e Capibaribe, estão sendo submetidos à impactos por meio da ação antrópica, levando à má qualidade da água desses corpos hídricos, principalmente pelo despejo de efluentes domésticos e industriais. Algumas das medidas que possam vir atenuar os impactos nesses recursos hídricos incluem: ações de coleta e tratamento de efluentes domésticos, fiscalização no descarte irregular de efluentes industriais, preservação e recuperação de mata ciliar, monitoramento da concentração de poluentes além de campanhas de conscientização.

É necessário ampliar a quantidade de parâmetros de qualidade da água analisados além dos estudos de outros tipos de contaminantes emergentes que possam vir a ocorrer nesses rios, para avaliar mais precisamente a qualidade da água dos rios Ipojuca e Capibaribe. Além disso, pesquisas adicionais sobre os efeitos biológicos dos contaminantes emergentes nos seres vivos são de especial importância no estabelecimento de limites regulatórios para esses micropoluentes. Estudos semelhantes também devem se estender para os demais rios da região semiárida, contribuindo, assim, para uma melhor gestão dos recursos hídricos dessa região.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. H. M.; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 22, n. 1, p. 45-56, 2017.
- AFONSO-OLIVARES, C.; SOSA-FERRERA, Z.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. Occurrence and environmental impact of pharmaceutical residues from conventional and natural wastewater treatment plants in Gran Canaria (Spain). **Science of the Total Environment**, v. 599, p. 934-943, 2017.
- AGRIZZI, D. V., CECÍLIO, R. A., ZANETTI, S. S., GARCIA, G. D. O., AMARAL, A. A. D., FIRMINO, E. F. A., MENDES, N. G. D. S. Qualidade da água de nascentes do Assentamento Paraíso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 3, p. 557-568, 2018.
- AL AUKIDY, M.; VERLICCHI, P.; JELIC, A; PETROVIC, M.; BARCELÒ, D. Monitoring release of pharmaceutical compounds: occurrence and environmental risk assessment of two WWTP effluents and their receiving bodies in the Po Valley, Italy. **Science of the Total Environment**, v. 438, p. 15-25, 2012.
- AL-ANI, R. R.; AL OBAIDY, A. M. J.; HASSAN, F. M. MULTIVARIATE ANALYSIS FOR EVALUATION THE WATER QUALITY OF TIGRIS RIVER WITHIN BAGHDAD CITY IN IRAQ. **The Iraqi Journal of Agricultural Science**, v. 50, n. 1, p. 331-342, 2019.
- ALTENBURGER, R.; AIT-AISSA, S.; ANTCZAK, P.; BACKHAUS, T.; BARCELÓ, D.; SEILER, T. B.; BRION, F.; BUSCH, W.; CHIPMAN, K.; ALDA, M. L.; UMBUZEIRO, G. A.; ESCHER, B. I.; FALCIANI, F.; FAUST, M.; FOCKS, A.; HILSCHEROVA, K.; HOLLENDER, J.; HOLLERT, H.; JÄGER, F.; ... BRACK, W. Future water quality monitoring—adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management. **Science of the total environment**, v. 512, p. 540-551, 2015.
- ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. D. L. S.; MONTEIRO, S. D. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 1, p. 115-124, 2012.
- AMORIM, D. G.; CAVALCANTE, P. R. S.; SOARES, L. S.; AMORIM, P. E. C. Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 251-259, 2017.
- ANA - Agência Nacional das Águas. Portal da Qualidade das Águas, 2019. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/default.aspx>>. Acesso em: 11 jul. 2019.
- ANDRADE, E. M. D.; ARAÚJO, L. D. F. P.; ROSA, M. D. F.; GOMES, R. B.; LOBATO, F. A. D. O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**, v. 37, n. 6, p. 1791-1797, 2007b.

ANDRADE, E. M. D.; ARAÚJO, L. D. F.; ROSA, M. F.; DISNEY, W.; ALVES, A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia agrícola**, v. 27, n. 3, p. 683-690, 2007.

ANDRADE-EIROA, A., CANLE, M., LEROY-CANCELLIERI, V., & CERDÀ, V. Solid-phase extraction of organic compounds: A critical review (Part I). **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 80, p. 641-654, 2016.

ANVISA. Agência Nacional de vigilância sanitária. **Anuário estatístico do mercado farmacêutico 2018**. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/medicamentos/publicacoes?tagsName=cmed>>. Acesso em: 25 jan. 2020.

ANVISA. Instrução Normativa - IN nº 11 de 29/09/2016. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/legislacao#/visualizar/329112>>. Acesso em: 20 maio 2019.

APAC – Agência Pernambucana de Águas e Climas. Disponível em <http://www.apac.pe.gov.br/>. Acesso em: 15 jul. 2019; 29 jan. 2020.

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Washington, DC, USA, n 23, 2017.

AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 187-204, 2013.

ARISTI, I.; CASELLAS, M.; ELOSEGI, A.; INSA, S.; PETROVIC, M.; SABATER, S.; ACUÑA, V. Nutrients versus emerging contaminants—or a dynamic match between subsidy and stress effects on stream biofilms. **Environmental pollution**, v. 212, p. 208-215, 2016.

ASHFAQ, M.; KHAN, K. N.; REHMAN, M. S. U.; MUSTAFA, G.; NAZAR, M. F.; SUN, Q. IQBAL, J.; MULLA, S. I.; YU, C. P. Ecological risk assessment of pharmaceuticals in the receiving environment of pharmaceutical wastewater in Pakistan. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 136, p. 31-39, 2017.

BAI, X.; LUTZ, A.; CARROLL, R.; KETELES, K.; DAHLIN, K.; MURPHY, M.; NGUYEN, D. Occurrence, distribution, and seasonality of emerging contaminants in urban watersheds. **Chemosphere**, v. 200, p. 133-142, 2018.

BAKEN, K. A.; SJERPS, R. M.; SCHRIKS, M.; VAN WEZEL, A. P. Toxicological risk assessment and prioritization of drinking water relevant contaminants of emerging concern. **Environment international**, v. 118, p. 293-303, 2018.

BARBOSA, I. M. B. R. **Planejamento da operação de reservatório objetivando a melhoria da qualidade da água: estudo de caso no agreste pernambucano**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012.

BARRETO, L. V.; FRAGA, M. D. S.; BARROS, F. M.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. D. S.; CARVALHO, S. R. D.; BONOMO, P.; SILVA, D. P. D. Estado trófico em uma seção

do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 2, p. 250-260, 2014.

BATT, A. L.; FURLONG, E. T.; MASH, H. E.; GLASSMEYER, S. T.; KOLPIN, D. W. The importance of quality control in validating concentrations of contaminants of emerging concern in source and treated drinking water samples. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 1618-1628, 2017.

BEHERA, S. K.; KIM, H. W.; OH, J. E.; PARK, H. S. Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 20, p. 4351-4360, 2011.

BERNARDI, J. V. E.; LACERDA, L. D.; DÓREA, J. G.; LANDIM, P. M. B.; GOMES, J. P. O.; ALMEIDA, R.; MANZATTO, A. G.; BASTOS, W. R. Aplicação da análise das componentes principais na ordenação dos parâmetros físico-químicos no alto Rio Madeira e afluentes, Amazônia Ocidental. **Geochimica Brasiliensis**, v. 23, n. 1, p. 79-90, 2009.

BÍBLIA, N.T. 1 Coríntios. In: BÍBLIA. Português. **Bíblia Católica Online**. Disponível em: <https://www.pr.gonet.biz/biblia.php?submit=Ler&ATNT=-1&Book=52&Chapter=2&versao=1&simples=1&biblia2=0&head=1> Acesso em: 15 jul. 2020.

BLUM, K. M.; ANDERSSON, P. L.; AHRENS, L.; WIBERG, K.; HAGLUND, P. Persistence, mobility and bioavailability of emerging organic contaminants discharged from sewage treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 1532-1542, 2018.

BRAGA, R.; FARIAS, C.; SILVA, S.; CAVALCANTI, E. **Gestão e educação socioambiental na Bacia do Capibaribe**. Recife, Editora Clã, v. 140, 2015.

BRASIL. Departamento Nacional de Infra-Estrutura e Transporte - DNIT. **Manual de Hidrologia básica para estruturas de drenagem**. 2ª edição - Rio de Janeiro, 2005a.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Política Nacional de Recursos Hídricos, Brasília, DF, 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil. Portal da Qualidade das Águas**. Brasília, 2004. Disponível em: http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/PANORAMA_DA_QUALIDADE_DAS_AGUAS.pdf. Acesso em: 11 de jul. de 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 2005b.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Fundação Nacional de Saúde, Brasília, DF, 2014.

BRITTO, F. B.; VASCO, A. N.; MORAIS, G. F. O.; NETTO, A. O. A. Técnicas estatísticas para análise da qualidade da água em áreas irrigadas no baixo Rio São Francisco. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 192-203, 2020.

BRUMOVSKÝ, M.; BEČANOVÁ, J.; KOHOUTEK, J.; BORGHINI, M.; NIZZETTO, L. Contaminants of emerging concern in the open sea waters of the Western Mediterranean. **Environmental Pollution**, v. 229, p. 976-983, 2017.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. D. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CAMPANHA, M. B. **Contaminantes emergentes: ocorrência e distribuição espaço-temporal no rio do Monjolinho e avaliação da remoção pela estação de tratamento de esgotos de São Carlos**. Tese (Doutor em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2015.

CAMPANHA, M. B.; AWAN, A. T.; SOUSA, D. N.; GROSSELI, G. M.; MOZETO, A. A.; FADINI, P. S. A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 10, p. 7936-7947, 2014.

CAMPO, J.; PICÓ, Y. Chapter 10 - Emerging Contaminants, In: Yolanda Picó, **Comprehensive Analytical Chemistry**, Elsevier, V. 68, 2015. P. 515-578.

CARDOSO, O.; PORCHER, J.; SANCHEZ, W. Factory-discharged pharmaceuticals could be a relevant source of aquatic environment contamination: review of evidence and need for knowledge. **Chemosphere**, v. 115, p. 20-30, 2014.

CASTIGLIONI, S.; DAVOLI, E.; RIVA, F.; PALMIOTTO, M.; CAMPORINI, P.; MANENTI, A.; ZUCCATO, E. Mass balance of emerging contaminants in the water cycle of a highly urbanized and industrialized area of Italy. **Water research**, v. 131, p. 287-298, 2018.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Apêndice D - Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade. São Paulo, 2014. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Ap%C3%AAndice-D-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2020.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2017**. São Paulo, 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 11 jul. 2019.

COLAÇO, R.; PERALTA-ZAMORA, P. G.; GOMES, E. C. Poluição por resíduos contendo compostos farmacologicamente ativos: aspectos ambientais, geração a partir dos esgotos domésticos e a situação do Brasil. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada**, v. 35, n. 4, 2014.

COMBER, S.; GARDNER, M.; SÖRME, P.; ELLOR, B. The removal of pharmaceuticals during wastewater treatment: Can it be predicted accurately?. **Science of The Total Environment**, v. 676, p. 222-230, 2019.

COBH-IPOJUCA. Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca. **Resolução Nº 01, de 11 de dezembro de 2019**. Caruaru, PE, 2019.

COMPESA. Companhia Pernambucana de Saneamento. **Plano de comunicação do programa de saneamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Ipojuca**. Volume 1, Mapeamento, análises das áreas e dos Públicos. 2016.

COMPESA. Companhia Pernambucana de Saneamento, 2019. Disponível em: <<https://servicos.compesa.com.br/sistema-de-esgotamento-sanitario-de-caruaru-sera-modernizado-e-ampliado/>>. Acesso em: 15 jun. 2019.

COMPESA. Companhia Pernambucana de Saneamento. Informações técnicas da ETE-Rendeiras, 2019b.

CONKLE, J. L.; WHITE, J. R.; METCALFE, C. D. Reduction of pharmaceutically active compounds by a lagoon wetland wastewater treatment system in Southeast Louisiana. **Chemosphere**, v. 73, n. 11, p. 1741-1748, 2008.

CORNWELL, E. R.; GOYETTE, J. O.; SORICHETTI, R. J.; ALLAN, D. J.; KASHIAN, D. R.; SIBLEY, P. K.; TAYLOR, D. W.; TRICK, C. G. Biological and chemical contaminants as drivers of change in the Great Lakes–St. Lawrence river basin. **Journal of Great Lakes Research**, v. 41, p. 119-130, 2015.

COUTO, C. F.; LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Occurrence, fate and removal of pharmaceutically active compounds (PhACs) in water and wastewater treatment plants—A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, p. 100927, 2019.

CUNHA, R. R.; CHAVES, S. C.; RIBEIRO, M. M.; TORRES, L. M.; MUÑOZ, R. A.; SANTOS, W. T. D.; RICHTER, E. M. Simultaneous determination of caffeine, paracetamol, and ibuprofen in pharmaceutical formulations by high-performance liquid chromatography with UV detection and by capillary electrophoresis with conductivity detection. **Journal of separation science**, v. 38, n. 10, p. 1657-1662, 2015.

DAI, G.; WANG, B.; HUANG, J.; DONG, R.; DENG, S.; YU, G. Occurrence and source apportionment of pharmaceuticals and personal care products in the Beiyun River of Beijing, China. **Chemosphere**, v. 119, p. 1033-1039, 2015.

DALU, T.; WASSERMAN, R. J.; MAGORO, M. L.; FRONEMAN, P. W.; WEYL, O. L. River nutrient water and sediment measurements inform on nutrient retention, with implications for eutrophication. **Science of The Total Environment**, v. 684, p. 296-302, 2019.

DAMASCENO, M. D. C. S.; RIBEIRO, H. M. C.; TAKIYAMA, L. R.; PAULA, M. T. D. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 10, n. 3, p. 598-613, 2015.

DU, B., PRICE, A. E.; SCOTT, W. C.; KRISTOFKO, L. A.; RAMIREZ, A. J.; CHAMBLISS, C. K.; YELDERMAN, J. C.; BROOKS, B. W. Comparison of contaminants of emerging concern removal, discharge, and water quality hazards among centralized and on-site wastewater treatment system effluents receiving common wastewater influent. **Science of the Total environment**, v. 466, p. 976-984, 2014.

EBELE, A. J., OLUSEYI, T., DRAGE, D. S., HARRAD, S., ABDALLAH, M. A. E. Occurrence, seasonal variation and human exposure to pharmaceuticals and personal care products in surface water, groundwater and drinking water in Lagos State, Nigeria. **Emerging Contaminants**, v. 6, p. 124-132, 2020.

EBELE, A. J.; ABDALLAH, M. A.; HARRAD, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. **Emerging Contaminants**, v. 3, n. 1, p. 1-16, 2017.

FARAGE, J. D. A. P.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; BORGES, A. C. Determinação do índice de estado trófico para fósforo em pontos do rio Pomba. **REVISTA ENGENHARIA NA AGRICULTURA-REVENG**, v. 18, n. 4, p. 322-329, 2010.

FERNÁNDEZ, C.; GONZÁLEZ-DONCEL, M.; PRO, J.; CARBONELL, G.; TARAZONA, J. V. Occurrence of pharmaceutically active compounds in surface waters of the Henares-Jarama-Tajo river system (Madrid, Spain) and a potential risk characterization. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 3, p. 543-551, 2010.

FERNÁNDEZ-LÓPEZ, C.; GUILLÉN-NAVARRO, J. M.; PADILLA, J. J.; PARSONS, J. R. Comparison of the removal efficiencies of selected pharmaceuticals in wastewater treatment plants in the region of Murcia, Spain. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 811-816, 2016.

FIGUEIREDO FILHO, D. B.; ROCHA, E. C.; SILVA JÚNIOR, J. A.; PARANHOS, R.; NEVES, J. A. B.; SILVA, M. B. Desvendando os mistérios do coeficiente de correlação de Pearson: o retorno. **Leviathan (São Paulo)**, n. 8, p. 66-95, 2014.

FIGUEIREDO, S. B. **Avaliação da qualidade da água da sub-bacia do rio Cuiabá-MT aplicando análise multivariada**. Dissertação (Mestre em Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

FRAM, M. S.; BELITZ, K. Occurrence and concentrations of pharmaceutical compounds in groundwater used for public drinking-water supply in California. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 18, p. 3409-3417, 2011.

FRANCO, E. J. **Dimensionamento de bacias de detenção das águas pluviais com base no método racional**. Dissertação (Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

GAFFNEY, V. J.; ALMEIDA, C. M.; RODRIGUES, A.; FERREIRA, E.; BENOLIEL, M. J.; CARDOSO, V. V. Occurrence of pharmaceuticals in a water supply system and related human health risk assessment. **Water research**, v. 72, p. 199-208, 2015.

GAFFNEY, V. J.; CARDOSO, V. V.; RODRIGUES, A.; FERREIRA, E.; BENOLIEL, M. J.; ALMEIDA, C. M. Análise de fármacos em águas por SPE-UPLC-ESI-MS/MS. **Quim. Nova**, v. 37, n. 1, p. S1-S5, 2014.

GAFFNEY, V.; CARDOSO, V.; BENOLIEL, M. J.; ALMEIDA, C. Contaminantes emergentes-fármacos: monitorização, avaliação do risco ambiental e do risco para a saúde humana. **Águas & Resíduos**, v. 1, p. 15-27, 2016.

GAO, Q.; BLUM, K. M.; GAGO-FERRERO, P.; WIBERG, K.; AHRENS, L.; ANDERSSON, P. L. Impact of on-site wastewater infiltration systems on organic contaminants in groundwater and recipient waters. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1670-1679, 2019.

GARFÌ, M.; FERRER-MARTÍ, L.; BONOLI, A.; TONDELLI, S. Multi-criteria analysis for improving strategic environmental assessment of water programmes. A case study in semi-arid region of Brazil. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 3, p. 665-675, 2011.

GEISSEN, V.; MOL, H.; KLUMPP, E.; UMLAUF, G.; NADAL, M.; VAN DER PLOEG, M.; ZEE, S. E. A. T. M. V.; RITSEMA, C. J. Emerging pollutants in the environment: a challenge for water resource management. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 3, n. 1, p. 57-65, 2015.

GHISELLI, G. **Avaliação da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público na região de Campinas: Ocorrência e determinação dos interferentes endócrinos (IE) e produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (PFHP)**. Tese (Doutorado em Química Analítica) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006.

GHOLIZADEH, M. H.; MELESSE, A. M.; REDDI, L. Water quality assessment and apportionment of pollution sources using APCS-MLR and PMF receptor modeling techniques in three major rivers of South Florida. **Science of the Total Environment**, v. 566, p. 1552-1567, 2016.

GLASSMEYER, S. T.; FURLONG, E. T.; KOLPIN, D. W.; BATT, A. L.; BENSON, R.; BOONE, J. S.; CONERLY, O.; DONOHUE, M. J.; KING, D. N.; KOSTICH, M. S.; MASH, H. E.; PFALLER, S. L.; SCHENCK, K. M.; SIMMONS, J. E.; VARUGHESE, E. A.; VESPER, S. J.; VILLEGAS, E. N.; WILSON, V. S. Nationwide reconnaissance of contaminants of emerging concern in source and treated drinking waters of the United States. **Science of the Total Environment**, v. 581, p. 909-922, 2017.

GLORIA, L. P.; HORN, B. C.; HILGEMANN, M. Avaliação da qualidade da água de bacias hidrográficas através da ferramenta do índice de qualidade da água-IQA. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, 2017.

GOGOI, A.; MAZUMDER, P.; TYAGI, V. K.; CHAMINDA, G. T.; AN, A. K.; KUMAR, M. Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: A review. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 6, p. 169-180, 2018.

GÓMEZ-CANELA, C.; PUEYO, V.; BARATA, C.; LACORTE, S.; MARCÉ, R. M. Development of predicted environmental concentrations to prioritize the occurrence of pharmaceuticals in rivers from Catalonia. **Science of the Total Environment**, v. 666, p. 57-67, 2019.

GONZALEZ-REY, M.; TAPIE, N.; LE MENACH, K.; DEVIER, M. H.; BUDZINSKI, H.; BEBIANNO, M. J. Occurrence of pharmaceutical compounds and pesticides in aquatic systems. **Marine pollution bulletin**, v. 96, n. 1-2, p. 384-400, 2015.

GRACIA-LOR, E.; SANCHO, J. V.; SERRANO, R.; HERNÁNDEZ, F. Occurrence and removal of pharmaceuticals in wastewater treatment plants at the Spanish Mediterranean area of Valencia. **Chemosphere**, v. 87, n. 5, p. 453-462, 2012.

GUEDES, H. A.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A.; RIBEIRO, C.; MATOS, A. T. D.; SOARES, J. H. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 558-563, 2012.

GUEDES-ALONSO, R.; AFONSO-OLIVARES, C.; MONTESDEOCA-ESPONDA, S.; SOSA-FERRERA, Z.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. An assessment of the concentrations of pharmaceutical compounds in wastewater treatment plants on the island of Gran Canaria (Spain). SpringerPlus, v. 2, n. 1, p. 24, 2013.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. Bookman Editora, 2009.

HARTMANN, J.; VAN DER AA, M.; WUIJTS, S.; HUSMAN, A. M. R.; HOEK, J. P. V. Risk governance of potential emerging risks to drinking water quality: Analysing current practices. **Environmental Science & Policy**, v. 84, p. 97-104, 2018.

HASAN, H. H.; JAMIL, N. R.; AINI, N. Water quality index and sediment loading analysis in Pelus River, Perak, Malaysia. **Procedia environmental sciences**, v. 30, p. 133-138, 2015.

HE, B. S.; WANG, J.; LIU, J.; HU, X. M. Eco-pharmacovigilance of non-steroidal anti-inflammatory drugs: Necessity and opportunities. **Chemosphere**, v. 181, p. 178-189, 2017.

HOBBIE, S. E.; FINLAY, J. C.; JANKE, B. D.; NIDZGORSKI, D. A.; MILLET, D. B.; BAKER, L. A. Contrasting nitrogen and phosphorus budgets in urban watersheds and implications for managing urban water pollution. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 16, p. 4177-4182, 2017.

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; OLIVEIRA JR., Gilmar Jorge. Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **Engineering and Science**, v. 5, n. 1, p. 83-90, 2016.

HSDB. Hazardous Substances Data Bank (HSDB). Disponível em: <<https://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>>. Acesso em: 08 abr. 2019.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento 2019**. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/estudos/estudos-itb/itb/ranking-do-saneamento-2019> Acesso em: 24 jul. 2019.

INTERÁGUAS - Programa de Desenvolvimento do Setor Água. Agência Nacional de Águas. **Elaboração de Proposta do Plano de Ações para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil**. Ministério das Cidades e Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura – IICA, 2017. Disponível em: <http://interaguas.ana.gov.br/Lists/Licitacoes_Docs/Attachments/222/Produto%20Avalia%C3%A7%C3%A3o%20do%20Potencial%20de%20Re%C3%BAso.pdf> Acesso em: 18 jul. 2019.

ISIIYAKA, H. A.; MUSTAPHA, A.; JUAHIR, H.; PHIL-EZE, P. Water quality modelling using artificial neural network and multivariate statistical techniques. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 5, n. 2, p. 583-593, 2019.

ISLAM, M. M.; LENZ, O. K.; AZAD, A. K.; ARA, M. H.; RAHMAN, M.; HASSAN, N. Assessment of spatio-temporal variations in water quality of Shailmari River, Khulna (Bangladesh) using multivariate statistical techniques. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 5, n. 01, p. 1, 2017.

JELIC, A.; GROS, M.; GINEBREDÁ, A.; CESPÉDES-SÁNCHEZ, R.; VENTURA, F.; PETROVIC, M.; BARCELO, D. Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. **Water research**, v. 45, n. 3, p. 1165-1176, 2011.

JI, X.; SHANG, X.; DAHLGREN, R. A.; ZHANG, M. Prediction of dissolved oxygen concentration in hypoxic river systems using support vector machine: a case study of Wen-Rui Tang River, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 19, p. 16062-16076, 2017.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A.; **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KALE, A.; BANDELA, N.; KULKARNI, J.; RAUT, K. Factor analysis and spatial distribution of water quality parameters of Aurangabad District, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 10, p. 100345, 2020.

KAPELEWSKA, J.; KOTOWSKA, U.; KARPIŃSKA, J.; KOWALCZUK, D.; ARCISZEWSKA, A.; ŚWIRYDO, A. Occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of emerging organic contaminants in leachates, groundwaters and wastewaters. **Microchemical Journal**, v. 137, p. 292-301, 2018.

KEBEDE, T. G.; DUBE, S.; NINDI, M. M. Removal of non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) and carbamazepine from wastewater using water-soluble protein extracted from *Moringa stenopetala* seeds. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 3095-3103, 2018.

KERMIA, A. E. B.; FOUIAL-DJEBBAR, D.; TRARI, M. Occurrence, fate and removal efficiencies of pharmaceuticals in wastewater treatment plants (WWTPs) discharging in the coastal environment of Algiers. **Comptes Rendus Chimie**, v. 19, n. 8, p. 963-970, 2016.

KOLPIN, D. W.; SKOPEC, M.; MEYER, M. T.; FURLONG, E. T.; ZAUGG, S. D. Urban contribution of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants to streams during differing flow conditions. **Science of the Total Environment**, v. 328, n. 1-3, p. 119-130, 2004.

KOUMAKI, E.; MAMAIS, D.; NOUTSOPOULOS, C. Environmental fate of non-steroidal anti-inflammatory drugs in river water/sediment systems. **Journal of hazardous materials**, v. 323, p. 233-241, 2017.

KRAMER, R. D.; MIZUKAWA, A.; IDE, A. H.; MARCANTE, L. O.; SANTOS, M. D.; AZEVEDO, J. D. Determinação de anti-inflamatórios na água e sedimento e suas relações com a qualidade da água na bacia do Alto Iguaçu, Curitiba-PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 3, p. 657-667, 2015.

KUMAR, R.; SARMAH, A. K.; PADHYE, L. P. Fate of pharmaceuticals and personal care products in a wastewater treatment plant with parallel secondary wastewater treatment train. **Journal of environmental management**, v. 233, p. 649-659, 2019.

KUNG, T. A.; LEE, S. H.; YANG, T. C.; WANG, W. H. Survey of selected personal care products in surface water of coral reefs in Kenting National Park, Taiwan. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 1302-1307, 2018.

LAMPARELLI, M. C. **Graus 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.

LAPWORTH, D. J.; BARAN, N.; STUART, M. E.; MANAMSA, K.; TALBOT, J. Persistent and emerging micro-organic contaminants in Chalk groundwater of England and France. **Environmental pollution**, v. 203, p. 214-225, 2015.

LEITHOLD, J.; FERNANDES, C. V. S.; KNAPIK, H. G.; AZEVEDO, J. C. R. D. Qualitative characterization of organic matter in urbanized drainage basins as a basis for the application of Water Resources Management Instruments. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, 2017.

LI, D.; LIU, S. Chapter 12 - Water Quality Monitoring in Aquaculture, In: LI, D.; LIU, S. **Water Quality Monitoring and Management**, Academic Press, 2019c. P. 303-328.

LI, D.; LIU, S. Chapter 4 - Water Quality Evaluation, In: LI, D.; LIU, S. **Water Quality Monitoring and Management**, Academic Press, 2019a. P. 113-159.

LI, D.; LIU, S. Chapter 7 - Detection of River Water Quality, In: LI, D.; LIU, S. **Water Quality Monitoring and Management**, Academic Press, 2019b. P. 303-328.

LI, W. L.; ZHANG, Z. F.; MA, W. L.; LIU, L. Y.; SONG, W. W.; LI, Y. F. An evaluation on the intra-day dynamics, seasonal variations and removal of selected

pharmaceuticals and personal care products from urban wastewater treatment plants. **Science of The Total Environment**, v. 640, p. 1139-1147, 2018.

LI, Y.; DING, J.; ZHANG, L.; LIU, X.; WANG, G. Occurrence and ranking of pharmaceuticals in the major rivers of China. **Science of The Total Environment**, v. 696, p. 133991, 2019.

LIN, H.; CHEN, L.; LI, H.; LUO, Z.; LU, J.; YANG, Z. Pharmaceutically active compounds in the Xiangjiang River, China: Distribution pattern, source apportionment, and risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 636, p. 975-984, 2018.

LISHMAN, L.; SMYTH, S. A.; SARAFIN, K.; KLEYWEGT, S.; TOITO, J.; PEART, T.; LEE, B.; SERVOS, M.; BELAND, M.; SETO, P. Occurrence and reductions of pharmaceuticals and personal care products and estrogens by municipal wastewater treatment plants in Ontario, Canada. **Science of the Total Environment**, v. 367, n. 2-3, p. 544-558, 2006.

LIU, B.; WANG, W. L.; HAN, R. M.; SHENG, M.; YE, L. L.; DU, X.; WU, X. T.; WANG, G. X. Dynamics of dissolved oxygen and the affecting factors in sediment of polluted urban rivers under aeration treatment. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, n. 6, p. 172, 2016.

LIU, J.; LU, G.; XIE, Z.; ZHANG, Z.; LI, S.; YAN, Z. Occurrence, bioaccumulation and risk assessment of lipophilic pharmaceutically active compounds in the downstream rivers of sewage treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 511, p. 54-62, 2015.

LOBATO, T. C.; HAUSER-DAVIS, R. A.; OLIVEIRA, T. F.; SILVEIRA, A. M.; SILVA, H. A. N.; TAVARES, M. R. M.; SARAIVA, A. C. F. Construction of a novel water quality index and quality indicator for reservoir water quality evaluation: A case study in the Amazon region. **Journal of hydrology**, v. 522, p. 674-683, 2015.

LOPES, V. S. A.; RIENTE, R. R.; SILVA, A. A.; TORQUILHO, D. F.; SILVA CARREIRA, R.; COSTA MARQUES, M. R. Development of a solid-phase extraction system modified for preconcentration of emerging contaminants in large sample volumes from rivers of the lagoon system in the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Marine pollution bulletin**, v. 110, n. 1, p. 572-577, 2016.

LÓPEZ-SERNA, R.; JURADO, A.; VÁZQUEZ-SUÑÉ, E.; CARRERA, J.; PETROVIĆ, M.; BARCELÓ, D. Occurrence of 95 pharmaceuticals and transformation products in urban groundwaters underlying the metropolis of Barcelona, Spain. **Environmental Pollution**, v. 174, p. 305-315, 2013.

LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X. C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the total environment**, v. 473, p. 619-641, 2014.

LUQUE-ESPINAR, J. A.; NAVAS, N.; CHICA-OLMO, M.; CANTARERO-MALAGÓN, S.; CHICA-RIVAS, L. Seasonal occurrence and distribution of a group of ECs in the

water resources of Granada city metropolitan areas (South of Spain): pollution of raw drinking water. **Journal of Hydrology**, v. 531, p. 612-625, 2015.

MADIKIZELA, L. M.; CHIMUKA, L. Simultaneous determination of naproxen, ibuprofen and diclofenac in wastewater using solid-phase extraction with high performance liquid chromatography. **Water SA**, v. 43, n. 2, p. 264-274, 2017.

MAIA, A. A. D.; CARVALHO, S. L. D.; CARVALHO, F. T. D. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 613-622, 2015.

MANDARIC, L.; MOR, J. R.; SABATER, S.; PETROVIC, M. Impact of urban chemical pollution on water quality in small, rural and effluent-dominated Mediterranean streams and rivers. **Science of the Total Environment**, v. 613-614, p. 763-772, 2018.

MARENCO, J. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. **Parcerias estratégicas**, v. 13, n. 27, p. 149-176, 2008.

MARMONTEL, C. V. F.; RODRIGUES, V. A. Parâmetros indicativos para qualidade da água em nascentes com diferentes coberturas de terra e conservação da vegetação ciliar. **Floresta e ambiente**, v. 22, n. 2, p. 171-181, 2015.

MARTÍN, J.; CAMACHO-MUÑOZ, D.; SANTOS, J. L.; APARICIO, I.; ALONSO, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. **Journal of hazardous materials**, v. 239, p. 40-47, 2012.

MEDEIROS, G. A.; LIMA TRESMONDI, A. C. C.; QUEIROZ, B. P. V.; FENGLER, F. H.; ROSA, A. H.; FIALHO, J. M.; LOPES, R. S.; NEGRO, C. V.; SANTOS, L. F.; RIBEIRO, A. I. Water quality, pollutant loads, and multivariate analysis of the effects of sewage discharges into urban streams of Southeast Brazil. **Energy, Ecology and Environment**, v. 2, n. 4, p. 259-276, 2017.

MEDEIROS, W. M. V.; SILVA, C. E.; LINS, R. P. M. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 13, n. 2, 2018.

MIGOWSKA, N.; CABAN, M.; STEPNOWSKI, P.; KUMIRSKA, J. Simultaneous analysis of non-steroidal anti-inflammatory drugs and estrogenic hormones in water and wastewater samples using gas chromatography–mass spectrometry and gas chromatography with electron capture detection. **Science of the Total Environment**, v. 441, p. 77-88, 2012.

MLUNGUZA, N. Y.; NCUBE, S.; MAHLAMBI, P. N.; CHIMUKA, L.; MADIKIZELA, L. M. Adsorbents and removal strategies of non-steroidal anti-inflammatory drugs from contaminated water bodies. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 103142, 2019.

MOHAMED, I.; OTHMAN, F.; IBRAHIM, A. I., ALAA-ELDIN, M. E., YUNUS, R. M. Assessment of water quality parameters using multivariate analysis for Klang River

basin, Malaysia. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 4182, 2015.

MOITA NETO, J. M.; MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. **Química nova**, v. 21, n. 4, p. 467-469, 1998.

MONTAGNER, C. C.; JARDIM, W. F. Spatial and seasonal variations of pharmaceuticals and endocrine disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 8, p. 1452-1462, 2011.

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas no Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, São Paulo, v. 40, n. 9, p. 1094-1110, 2017.

MONTASERI, H.; FORBES, P. B. C. Analytical techniques for the determination of acetaminophen. **Trends in Analytical Chemistry**, 2018.

MONTEIRO, R. T. **Tratamento dos fármacos nimesulida e ibuprofeno em meio aquoso empregando uv/h₂o₂ e foto-fenton**. Dissertação (Mestre em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

MUTIYAR, P. K., GUPTA, S. K., MITTAL, A. K. Fate of pharmaceutical active compounds (PhACs) from River Yamuna, India: An ecotoxicological risk assessment approach. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 150, p. 297-304, 2018.

NAPOLEÃO, D. C. **Avaliação e tratamento de fármacos oriundos de diferentes estações de tratamento de efluentes empregando processos oxidativos avançados**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

NÖDLER, K.; LICHA, T.; FISCHER, S.; WAGNER, B.; SAUTER, M. A case study on the correlation of micro-contaminants and potassium in the Leine River (Germany). **Applied Geochemistry**, v. 26, n. 12, p. 2172-2180, 2011.

NONATO, E. A.; VIOLA, Z. G.; ALMEIDA, K. C.; SCHOR, H. H. Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do alto curso do Rio das Velhas. **Química Nova**, v. 30, n. 4, p. 797-804, 2007.

OLIVEIRA, A. R. M. **Desenvolvimento de índices de qualidade da água com número reduzido de parâmetros**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2017.

OLIVEIRA, C. N.; CAMPOS, V. P.; MEDEIROS, Y. D. P. 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**, v. 33, n. 5, p. 1059-1066, 2010.

OLIVEIRA, J. I. R. **Estudo da contribuição potencial do solo no processo de salinização de águas superficiais em uma pequena bacia hidrográfica do semi-árido baiano**. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental Urbana) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2005.

PAÍGA, P.; SANTOS, L. H.; RAMOS, S.; JORGE, S.; SILVA, J. G.; DELERUE-MATOS, C. Presence of pharmaceuticals in the Lis river (Portugal): Sources, fate and seasonal variation. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 164-177, 2016.

PALLI, L.; SPINA, F.; VARESE, G. C.; VINCENZI, M.; ARAGNO, M.; ARCANGELI, G.; MUCCI, N.; SANTIANNI D.; CAFFAZ, S.; GORI, R. Occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater treatment plants of Tuscany: An effect-based approach to evaluate the potential environmental impact. **International journal of hygiene and environmental health**, v. 222, n. 4, p. 717-725, 2019.

PEREIRA, A. M.; SILVA, L. J.; LARANJEIRO, C. S.; MEISEL, L. M.; LINO, C. M.; PENA, A. Human pharmaceuticals in Portuguese rivers: The impact of water scarcity in the environmental risk. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 1182-1191, 2017.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos. **Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do rio Capibaribe (PHA - Capibaribe)**. Recife, 2010a.

PERNAMBUCO. Secretaria de Recursos Hídricos e Energéticos. **Plano Hidroambiental da Bacia Hidrográfica do rio Ipojuca (PHA - Ipojuca)**. Recife, 2010b.

PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. **Water research**, v. 72, p. 3-27, 2015.

PINTO, G. M. F.; SILVA, K. R. D.; PEREIRA, R. F. A. B.; SAMPAIO, S. I. Estudo do descarte residencial de medicamentos vencidos na região de Paulínia-SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 219-224, 2014.

PRAVEENA, S. M.; SHAIFUDDIN, S. N. M.; SUKIMAN, S.; NASIR, F. A. M.; HANAFI, Z.; KAMARUDIN, N.; ISMAIL, T. H. T.; ARIS, A. Z. Pharmaceuticals residues in selected tropical surface water bodies from Selangor (Malaysia): Occurrence and potential risk assessments. **Science of the total environment**, v. 642, p. 230-240, 2018.

PRAVEENA, S. M.; SHAIFUDDIN, S. N. M.; SUKIMAN, S.; NASIR, F. A. M.; HANAFI, Z.; KAMARUDIN, N.; ISMAIL, T. H. T.; ARIS, A. Z. Pharmaceuticals residues in selected tropical surface water bodies from Selangor (Malaysia): Occurrence and potential risk assessments. **Science of the total environment**, v. 642, p. 230-240, 2018.

PUBCHEM. Disponível em: < <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>>. Acesso em: 08 abr. 2019.

QUESADA, H. B.; BAPTISTA, A. T. A.; CUSIOLI, L. F.; SEIBERT, D.; BEZERRA, C. O.; BERGAMASCO, R. Surface water pollution by pharmaceuticals and an alternative of removal by low-cost adsorbents: A review. **Chemosphere**, 2019.

RADJENOVIĆ, J.; PETROVIĆ, M.; BARCELÓ, D. Fate and distribution of pharmaceuticals in wastewater and sewage sludge of the conventional activated sludge (CAS) and advanced membrane bioreactor (MBR) treatment. **Water research**, v. 43, n. 3, p. 831-841, 2009.

RAGHAV, M.; EDEN, S.; MITCHELL, K.; WITTE, B. **The arroyo: Contaminants of Emerging Concern in Water**. Water Resources Research Center, College of Agriculture and Life Sciences, University of Arizona, 2013. Disponível em: <<https://repository.arizona.edu/handle/10150/325905>> Acesso em: 14 jul. 2019.

RAMOS, M. A. G. **Avaliação da qualidade da água dos Rios Jaguari e Atibaia por meio do índice de qualidade da água-IQA e ensaios toxicológicos**. (Tese – Doutorado em Ciência Biológicas e Microbiologia avançada) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2015.

RAUEN, W. B.; FERRARESI, A. C.; MARANHO, L.; OLIVEIRA, E.; COSTA, R.; ALCANTARA, J.; DZIEDZIC, M. Index-based and compliance assessment of water quality for a Brazilian subtropical reservoir. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 5, p. 841-848, 2018.

RICHARDSON, S. D.; KIMURA, S. Y. Emerging environmental contaminants: Challenges facing our next generation and potential engineering solutions. **Environmental technology & innovation**, v. 8, p. 40-56, 2017.

RIMAYI, C.; ODUSANYA, D.; WEISS, J. M.; BOER, J. D.; CHIMUKA, L. Contaminants of emerging concern in the Hartbeespoort Dam catchment and the uMngeni River estuary 2016 pollution incident, South Africa. **Science of the Total Environment**, v. 627, p. 1008-1017, 2018.

RIVA, F.; CASTIGLIONI, S.; FATTORE, E.; MANENTI, A.; DAVOLI, E.; ZUCCATO, E. Monitoring emerging contaminants in the drinking water of Milan and assessment of the human risk. **International journal of hygiene and environmental health**, v. 221, n. 3, p. 451-457, 2018.

RIVERA-JAIMES, J. A.; POSTIGO, C.; MELGOZA-ALEMÁN, R. M.; ACEÑA, J.; BARCELÓ, D.; ALDA, M. L. Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: occurrence and environmental risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 613, p. 1263-1274, 2018.

RIVERA-UTRILLA, J.; SÁNCHEZ-POLO, M.; FERRO-GARCÍA, M. A.; PRADOS-JOYA, G.; OCAMPO-PÉREZ, R. Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. **Chemosphere**, v. 93, n. 7, p. 1268-1287, 2013.

ROBERTS, J.; KUMAR, A.; DU, J.; HEPPLWHITE, C.; ELLIS, D. J.; CHRISTY, A. G.; BEAVIS, S. G. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in Australia's largest inland sewage treatment plant, and its contribution to a major Australian river during high and low flow. **Science of the total environment**, v. 541, p. 1625-1637, 2016.

ROCHA, C. H. B.; PEREIRA, A. M. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, p. 176-187, 2016.

ROCHA, F. C.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B. Water quality index calculated from biological, physical and chemical attributes. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 4163, 2015.

RODRIGUEZ-NARVAEZ, O. M.; PERALTA-HERNANDEZ, J. M.; GOONETILLEKE, A.; BANDALA, E. R. Treatment technologies for emerging contaminants in water: a review. **Chemical Engineering Journal**, v. 323, p. 361-380, 2017.

SABIN, J. G.; FERRÃO, M. F.; FURTADO, J. C. Análise multivariada aplicada na identificação de fármacos antidepressivos. Parte II: Análise por componentes principais (PCA) e o método de classificação SIMCA. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, v. 40, n. 3, p. 387-396, 2004.

SANTOS, A. A.; SILVA, D. P. D.; COSTA, I. A.; CUBA, R. M. F. Avaliação sazonal de índices de estado trófico para fósforo total para mananciais de abastecimento público do Município de Goiânia, Estado do Goiás, Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 14, p. 883-895, 2019.

SANTOS, L. H. M. L. M.; GROS, M.; RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; DELERUE-MATOS, C.; PENA, A.; BARCELÓ, D.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M. Contribution of hospital effluents to the load of pharmaceuticals in urban wastewaters: identification of ecologically relevant pharmaceuticals. **Science of the Total Environment**, v. 461, p. 302-316, 2013.

SANTOS, R. C. L.; LIMA, Á. S.; CAVALCANTI, E. B.; MELO, C. M. D.; MARQUES, M. N. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 33-46, 2018.

SCHNEIDER, H.; SILVA, C. A. O uso do modelo box plot na identificação de anos-padrão secos, chuvosos e habituais na microrregião de Dourados, Mato Grosso do Sul. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 27, p. 131-146, 2014.

SHARMA, B. M.; BEČANOVA, J.; SCHERINGER, M.; SHARMA, A.; BHARAT, G. K.; WHITEHEAD, P. G.; KLÁNOVÁ, J.; NIZZETTO, L. Health and ecological risk assessment of emerging contaminants (pharmaceuticals, personal care products, and artificial sweeteners) in surface and groundwater (drinking water) in the Ganges River Basin, India. **Science of the Total Environment**, v. 646, p. 1459-1467, 2019.

SHARMA, M. K.; JAIN, C. K.; SINGH, O. Characterization of point sources and water quality assessment of River Hindon using water quality index. **Journal of Indian Water Resources Society**, v. 34, n. 1, p. 53-64, 2014.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta amazônica**, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.

SILVA, C. D. O. F.; GOVEIA, D. Avaliação da qualidade ambiental de corpos hídricos urbanos utilizando análise multivariada. **Interações (Campo Grande)**, v. 20, n. 3, p. 947-958, 2019.

SILVA, C. G. A.; COLLINS, C. H. Aplicações de cromatografia líquida de alta eficiência para o estudo de poluentes orgânicos emergentes. **Química Nova**, v. 34, n. 4, p. 665-676, 2011.

SILVA, E. B.; ARAÚJO NETO, J. R.; PALÁCIO, H. Q. A.; ANDRADE, E. M. 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, 2017.

SILVA, R. F. **Uso e ocupação do solo associado à qualidade da água no rio Uberabinha**. Dissertação (Mestre em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2016.

SINGH, V. B.; TRIPATHI, J. N. Identification of critical water quality parameters derived from principal component analysis: case study from NOIDA area in India. **Am J Water Res**, v. 4, n. 6, p. 121-129, 2016.

SNIRH – Sistema de informações sobre Recursos Hídricos. (2019) Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/atlas-esgotos>>. Acesso em: 24 jul. 2019.

SORENSEN, J. P. R., LAPWORTH, D. J., NKHUWA, D. C. W., STUART, M. E., GOODDY, D. C., BELL, R. A., CHIRWA, M.; KABIKA, J.; LIEMISA, M.; CHIBESA, M.; PEDLEY, S. Emerging contaminants in urban groundwater sources in Africa. **Water Research**, v. 72, p. 51-63, 2015.

SOUZA, P. H.; SANTOS, B. C.; SANCHES, R. G. A identificação de anos secos, chuvosos e normais em Machado/MG através do estudo de uma série histórica e análise do comportamento da Precipitação. **Caderno de Geografia**, v. 29, n. 1, p. 181-212, 2019.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

SPOSITO, J. C.; MONTAGNER, C. C.; CASADO, M.; NAVARRO-MARTÍN, L.; SOLÓRZANO, J. C. J.; PIÑA, B.; GRISOLIA, A. B. Emerging contaminants in Brazilian rivers: Occurrence and effects on gene expression in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. **Chemosphere**, v. 209, p. 696-704, 2018.

STARLING, M. C. V. M.; LEÃO, M. M. D.; AMORIM, C. C. Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in environmental compartments in Brazil. **Journal of hazardous materials**, v. 372, p. 17-36, 2019.

SUN, Q.; LI, M.; MA, C.; CHEN, X.; XIE, X.; YU, C. P. Seasonal and spatial variations of PPCP occurrence, removal and mass loading in three wastewater treatment plants located in different urbanization areas in Xiamen, China. **Environmental Pollution**, v. 208, p. 371-381, 2016.

SUN, S.; CHEN, Y.; LIN, Y.; AN, D. Occurrence, spatial distribution, and seasonal variation of emerging trace organic pollutants in source water for Shanghai, China. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 1-7, 2018.

SZABÓ, Z.; SZOBOSZLAI, N.; JÁMBOR, É.; GULYÁS, G.; LÓRÁND, T.; OHMACHT, R.; ZARÁY, G.; MIHUCZ, V. G. Determination of four dipyrone metabolites in Hungarian municipal wastewater by liquid chromatography mass spectrometry. **Microchemical Journal**, v. 107, p. 152-157, 2013.

TAN, P.; ZHU, D. Z.; ZHANG, Y.; ZHOU, Y. Optimization of water flushing in lowland urban river in Jiaying, Zhejiang using dissolved oxygen as the indicator. In: **MATEC Web of Conferences**. EDP Sciences, p. 02048, 2018.

TEWARI, S.; JINDAL, R.; KHO, Y. L.; EO, S.; CHOI, K. Major pharmaceutical residues in wastewater treatment plants and receiving waters in Bangkok, Thailand, and associated ecological risks. **Chemosphere**, v. 91, n. 5, p. 697-704, 2013.

THIEBAULT, T.; BOUSSAFIR, M.; MILBEAU, C. L. Occurrence and removal efficiency of pharmaceuticals in an urban wastewater treatment plant: mass balance, fate and consumption assessment. **Journal of environmental chemical engineering**, v. 5, n. 3, p. 2894-2902, 2017.

THOMAS, K. V.; SILVA, F. M. A.; LANGFORD, K. H.; SOUZA, A. D. L.; NIZZETO, L.; WAICHMAN, A. V. Screening for selected human pharmaceuticals and cocaine in the urban streams of Manaus, Amazonas, Brazil. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 2, p. 302-308, 2014.

TIAN, Y.; JIANG, Y.; LIU, Q.; DONG, M.; XU, D.; LIU, Y.; XU, X. Using a water quality index to assess the water quality of the upper and middle streams of the Luanhe River, northern China. **Science of the Total Environment**, v. 667, p. 142-151, 2019.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.

TRAN, N. H.; GAN, J.; NGUYEN, V. T.; CHEN, H.; YOU, L.; DUARAH, A.; ZHANG, L.; GIN, K. Y. H. Sorption and biodegradation of artificial sweeteners in activated sludge processes. **Bioresource technology**, v. 197, p. 329-338, 2015.

TRAN, N. H.; REINHARD, M.; GIN, K. Y. H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. **Water research**, v. 133, p. 182-207, 2018.

TRIPATHI, M.; SINGAL, S. K.. Use of Principal Component Analysis for parameter selection for development of a novel Water Quality Index: A case study of river Ganga India. **Ecological Indicators**, v. 96, p. 430-436, 2019.

VALCÁRCEL, Y.; ALONSO, S. G.; RODRÍGUEZ-GIL, J. L.; GIL, A.; CATALÁ, M. Detection of pharmaceutically active compounds in the rivers and tap water of the Madrid Region (Spain) and potential ecotoxicological risk. **Chemosphere**, v. 84, n. 10, p. 1336-1348, 2011.

VERAS, T. B.; PAIVA, A. L. R.; DUARTE, M. M. M. B.; NAPOLEÃO, D. C.; CABRAL, J. J. S. P. Analysis of the presence of anti-inflammatories drugs in surface water: A case study in Beberibe river-PE, Brazil. **Chemosphere**, v. 222, p. 961-969, 2019.

VERLICCHI, P.; ZAMBELLO, E.; AUKIDY, M. Removal of pharmaceuticals by conventional wastewater treatment plants. In: **Comprehensive analytical chemistry**. Elsevier, Vol. 62, pp. 231-286, 2013.

WANG, J.; HE, B.; YAN, D.; HU, X. Implementing ecopharmacovigilance (EPV) from a pharmacy perspective: A focus on non-steroidal anti-inflammatory drugs. **Science of the Total Environment**, v. 603, p. 772-784, 2017.

WANG, J.; LIU, X. D.; LU, J. Urban river pollution control and remediation. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 1856-1862, 2012.

WHITE, D.; LAPWORTH, D. J.; CIVIL, W.; WILLIAMS, P. Tracking changes in the occurrence and source of pharmaceuticals within the River Thames, UK; from source to sea. **Environmental pollution**, v. 249, p. 257-266, 2019.

WILKINSON, J.; HOODA, P. S.; BARKER, J.; BARTON, S.; SWINDEN, J. Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 954-970, 2017.

WILLIAMS, M.; KOOKANA, R. S.; MEHTA, A.; YADAV, S. K.; TAILOR, B. L.; MAHESHWARI, B. Emerging contaminants in a river receiving untreated wastewater from an Indian urban centre. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 1256-1265, 2019.

XAVIER, F. V.; MALAGUTTI FILHO, W.; SILVA, R.; MOREIRA, C. A. Emprego da sondagem elétrica vertical integrada às análises químicas e microbiológicas no diagnóstico preliminar da contaminação do solo e da água subterrânea no cemitério municipal da cidade de Rio Claro (SP). **Eng Sanit Ambient**, v. 23, n. 2, p. 333-344, 2018.

YANG, X.; FLOWERS, R. C.; WEINBERG, H. S.; SINGER, P. C. Occurrence and removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in an advanced wastewater reclamation plant. **Water research**, v. 45, n. 16, p. 5218-5228, 2011.

YIN, L.; WANG, B.; YUAN, H.; DENG, S.; HUANG, J.; WANG, Y.; YU, G. Pay special attention to the transformation products of PPCPs in environment. **Emerging Contaminants**, v. 3, n. 2, p. 69-75, 2017.

YU, D.; SHI, P.; LIU, Y.; XUN, B. Detecting land use-water quality relationships from the viewpoint of ecological restoration in an urban area. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 205-216, 2013.

YUSTIANI, Y. M.; KOMARIAH, I. Investigation on the Biodegradation Capacity of Urban Rivers in Jakarta, Indonesia. **International Journal of Geomate**, v. 12, n. 34, p. 45-50, 2017.

ZEINALZADEH, K.; REZAEI, E. Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 13, p. 1-10, 2017.

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**, v. 55, p. 41-48, 2017.

ZHANG, W.; SWANEY, D. P.; HONG, B.; HOWARTH, R. W.; LI, X. Influence of rapid rural-urban population migration on riverine nitrogen pollution: perspective from ammonia-nitrogen. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 35, p. 27201-27214, 2017.

ZHANG, Y.; RUAN, X.; SHI, W. Changes in the nitrogen biogeochemical cycle in sediments of an urban river under different dissolved oxygen levels. **Water Supply**, v. 19, n. 4, p. 1271-1278, 2019.

ZORITA, S.; MÅRTENSSON, L.; MATHIASSEN, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in a municipal sewage treatment system in the south of Sweden. **Science of the total environment**, v. 407, n. 8, p. 2760-2770, 2009.