



Universidade Federal do Sul da Bahia - UFSB
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - IFBA
Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais - PPGCTA

Raquel Viana Quinelato

**ANÁLISE INTEGRADA DE IMPACTOS URBANOS NO ESTUÁRIO DO
RIO CARAÍVA E NA ÁGUA SUBTERRÂNEA DA VILA HISTÓRICA DE
CARAÍVA**

Orientador: Prof.º Dr.º Allison Gonçalves Silva

Coorientador: Prof.º Dr.º João Batista Lopes da Silva

Coorientador: Prof.º Dr.º Marcos Eduardo Cordeiro Bernardes

PORTO SEGURO - BA

JANEIRO – 2021

Raquel Viana Quinelato

**ANÁLISE INTEGRADA DE IMPACTOS URBANOS NO ESTUÁRIO DO
RIO CARAÍVA E NA ÁGUA SUBTERRÂNEA DA VILA HISTÓRICA DE
CARAÍVA**

Projeto de dissertação apresentado à Universidade Federal do Sul da Bahia e Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais para obtenção do Título de Mestre em Ciências e Tecnologias Ambientais.

Orientador: Prof.º Dr.º Allison Gonçalves Silva

Coorientador: Prof.º Dr.º João Batista Lopes da Silva

Coorientador: Prof.º Dr.º Marcos Eduardo Cordeiro Bernardes

PORTO SEGURO - BA

JANEIRO – 2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Q7a Quinelato, Raquel Viana, 1991 -

Análise integrada de impactos urbanos no estuário do Rio Caraíva e na água subterrânea da vila histórica de Caraíva / Raquel Viana Quinelato. – Porto Seguro, 2021.

100 f. : il. (algumas color.)

Orientador: Prof. Dr. Allison Gonçalves Silva.

Coorientador: Prof. Dr. João Batista Lopes da Silva.

Coorientador: Prof. Dr. Marcos Eduardo Cordeiro Bernardes.

Dissertação (Mestrado) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia (IFBA), Campus Porto Seguro. Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB). Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologias Ambientais, Campus Sosígenes Costa.

1. Caraíva, Rio (BA). 2. Qualidade da água 3. Impacto ambiental I. Título.

CDD: 551.483

ATA DE DEFESA PÚBLICA DE MESTRADO

Aos 22 dias do mês de dezembro do ano de 2020, às 09h00min, via webconferência através da sala virtual com link de transmissão <https://mconf.rnp.br/webconf/csc-1>, reuniram-se os membros da banca examinadora composta pelos docentes Dr. Marcus Luciano Souza de Ferreira Bandeira (presidente da banca), Dr. Daniel de Castro Lima (membro externo ao PPGCTA), e Dr. Leonardo Thompson da Silva (membro interno ao IFBA e externo ao PPGCTA), a fim de arguirem a mestranda **Raquel Viana Quinelato** na defesa de sua dissertação cujo trabalho de pesquisa intitula-se “**Análise integrada de impactos urbanos no estuário do rio Caraíva e na água subterrânea da Vila de Caraíva**”. Aberta a sessão pelo presidente da mesma, coube à candidata, na forma regimental, expor o tema de sua dissertação, dentro do tempo regulamentar, sendo em seguida questionada pelos membros da banca examinadora, tendo dado as explicações que foram necessárias.

Os membros da banca consideraram a dissertação:

Aprovada

Aprovada com modificações

Não aprovada, devendo ser realizada nova qualificação no prazo de ____ meses.

Recomendações da Banca:

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Marcus Luciano Souza de Ferreira Bandeira (IFBA / PPGCTA)
Presidente da banca



Prof. Dr. Daniel de Castro Lima (UESC)
Membro externo



Prof. Dr. Leonardo Thompson da Silva (IFBA)
Membro externo



Raquel Viana Quinelato

Dedico este trabalho a
todos aqueles que
contribuíram com sua
realização.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL	8
ABSTRACT	9
LISTA DE TABELAS.....	10
LISTA DE FIGURAS	11
INTRODUÇÃO GERAL	12
RECURSOS HÍDRICOS	12
LEGISLAÇÕES REGULAMENTADORAS.....	13
MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA	16
INTERFERÊNCIAS ANTRÓPICAS NA QUALIDADE DA ÁGUA.....	16
REFERÊNCIAS	19
RESUMO.....	24
ABSTRACT	24
1. INTRODUÇÃO	25
2. MATERIAL E MÉTODOS	27
2.1 ÁREA DE ESTUDO	27
2.2 DELINEAMENTO METODOLÓGICO	29
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
4. CONCLUSÃO	40
REFERÊNCIAS	42
APÊNDICE A	47
RESUMO.....	50
ABSTRACT	50
1. INTRODUÇÃO.....	51
2. MATERIAL E MÉTODOS	53
2.1 ÁREA DE ESTUDO	53
2.2 DELINEAMENTO METODOLÓGICO	55
2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	59
2.4 ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DA ÁGUA DO ESTUÁRIO.....	60
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	60
3.1 QUALIDADE DA ÁGUA	60
3.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA	66
3.3 ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DA ÁGUA DO ESTUÁRIO.....	68

4. CONCLUSÃO	71
REFERÊNCIAS	72
ANEXO A	80
APÊNDICE A	81
APÊNDICE B	82
CONCLUSÃO GERAL	85
ANEXO A	87

Análise integrada de impactos urbanos no estuário do rio Caraíva e na água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva

RESUMO GERAL

A água é um dos recursos naturais mais importantes, sendo um bem imprescindível ao meio ambiente e à vida. Em virtude disso e da sua qualidade decrescente em diversos mananciais, ocasionada principalmente pelo uso indiscriminado desse recurso e das áreas de seu entorno, o seu monitoramento é cada vez mais necessário a fim de se garantir uma gestão responsável e duradoura. Sendo assim, devido à escassez de monitoramentos contínuos do estuário do rio Caraíva, da inexistência de um sistema de esgotamento sanitário na Vila de Caraíva (Porto Seguro, BA), área de rara beleza cênica e de grande importância turística, e a partir de solicitações por parte da comunidade para que estudos nessa área fossem realizados na região, este trabalho tem como objetivo determinar a qualidade da água subterrânea da Vila de Caraíva e das águas superficiais do estuário do rio Caraíva e sua compatibilidade com os seus usos múltiplos. Para isso foram realizadas análises de Potencial Hidrogeniônico (pH), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Salinidade, turbidez, Dureza, Cloreto, Nitrato, Nitrito, Amônia, Ferro e Coliformes Totais e Termotolerantes, de 24 poços, sendo os resultados analisados de acordo com o preconizado na Conama n.º 396/2008, na Portaria n.º 5/2017, com o método de interpolação por Krigagem e análise de uso e ocupação da área de influência dos poços e sua correlação com a qualidade da água. Já no estuário do rio Caraíva foram selecionados seis pontos amostrados em três campanhas para análise da qualidade da água, onde foram analisados pH, Temperatura, Oxigênio Dissolvido (OD), SDT, Condutividade, Salinidade, Turbidez, Coliformes Totais e Termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Total, Clorofila-*a*, Amônia, Ferro, Cloreto, Fósforo Total, Fósforo Dissolvido, e Sólidos Totais. Os resultados foram analisados de acordo com o preconizado pela Conama n.º 357/2005, a partir do cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA), Análise de Componentes Principais (ACP) e uso e ocupação do solo da bacia. Dentre os resultados obtidos na análise da qualidade da água subterrânea, foram constatados valores discrepantes ao legislado para Cloreto (15,35 a 358,24 mgL⁻¹), Nitrato (0,10 a 15,79 mgL⁻¹), pH (5,09 a 8,51), Coliformes Termotolerante (3,0 a 1100,0 NMP100mL⁻¹), SDT (24,0 a 1592,0 mgL⁻¹), Ferro (0,68 a 27,27 mgL⁻¹) e Turbidez (6,10 a 41,00 NTU), estando, de acordo com as análises realizadas, diretamente relacionados com o esgotamento sanitário inadequado da Vila e as características do solo da região. Para os resultados de qualidade da água do estuário do rio Caraíva foram constatados valores discrepantes ao legislado para Fosforo Total (0,02 a 5,99 mgL⁻¹), Amônia (0,01 a 3,86 mgL⁻¹), Nitrato (0,05 a 1,08 mgL⁻¹), OD (2,64 a 7,85 mgL⁻¹), DBO (3,60 a 15,78 mgL⁻¹), Ferro (0,29 a 6,07 mgL⁻¹), Clorofila *a* (5,15 a 33,62 µgL⁻¹), pH (5,43 a 8,10), Nitrogênio Total (0,06 a 3,41 mgL⁻¹), estando relacionados principalmente as atividades antrópicas realizadas na região. Os resultados do IQA indicaram que a água do estuário é classificada com uma qualidade boa e aceitável. Já ACP demonstrou que existe relação positiva entre a qualidade da água e a precipitação pluviométrica. Diante disso, torna-se imprescindível a tomada de ações por parte do poder público e da população que visem adequar o sistema de esgotamento sanitário da Vila, dada a importância de se valorizar a saúde ambiental, o bem-estar e a atratividade turística da região.

Palavras-chave: Ação Antropogênica. Efluentes. Degradação. Contaminação da Água. Uso do Solo. Impacto Ambiental.

Integrated analysis of urban impacts in the Caraíva River estuary and groundwater in the Historic Village of Caraíva

ABSTRACT

Water is one of the most important natural resources, an essential asset for the environment and for life. Because of this and its decreasing quality in several springs, caused mainly by the indiscriminate use of this resource and the surrounding areas, its monitoring is increasingly necessary in order to ensure responsible and lasting management. Therefore, due to the lack of continuous monitoring of the Caraíva River estuary, the lack of a sewage system in Vila de Caraíva (Porto Seguro, BA), an area of rare scenic beauty and of great tourist importance, and based on requests on the part of the community so that studies in this area could be carried out in the region, this work aims to determine the quality of the underground water of Vila de Caraíva and the surface waters of the Caraíva River estuary and its compatibility with its multiple uses. For that, analyzes were performed of Hydrogenionic Potential (pH), Total Dissolved Solids (SDT), Salinity, turbidity, Hardness, Chloride, Nitrate, Nitrite, Ammonia, Iron and Total and Thermotolerant Coliforms, of 24 wells, and the results were analyzed accordingly with the recommendations in Conama No. 396/2008, in Ordinance No. 5/2017, with the method of interpolation by Kriging and analysis of use and occupation of the area of influence of the wells and their correlation with water quality. In the Caraíva River estuary, six sampled points were selected during three campaigns to analyze water quality, where pH, Temperature, Dissolved Oxygen (OD), SDT, Conductivity, Salinity, Turbidity, Total and Thermotolerant Coliforms, Biochemical Demand of Oxygen (BOD), Nitrate, Nitrite, Total Nitrogen, Chlorophyll-a, Ammonia, Iron, Chloride, Total Phosphorus, Dissolved Phosphorus, and Total Solids. The results were analyzed according to what is recommended by Conama n° 357/2005, based on the calculation of the Water Quality Index (IQA), Principal Component Analysis (ACP) and the use and occupation of the basin's soil. Among the results obtained in the analysis of the quality of groundwater, discrepant values to the legislate were found for Chloride (15.35 to 358.24 mgL⁻¹), Nitrate (0.10 to 15.79 mgL⁻¹), pH (5,09 to 8.51), Thermotolerant Coliforms (3.0 to 1100.0 NMP100mL⁻¹), SDT (24.0 to 1592.0 mgL⁻¹), Iron (0.68 to 27.27 mgL⁻¹) and Turbidity (6.10 to 41.00 NTU), being, according to the analyzes carried out, directly related to the inadequate sanitary sewage in the Vila and the characteristics of the region's soil. For the water quality results of the Caraíva River estuary, discrepant values were verified to the legislated for Total Phosphorus (5.99 to 0.02 mgL⁻¹), Ammonia (0.01 to 3.86 mgL⁻¹), Nitrate (0.05 to 1.08 mgL⁻¹), OD (7.85 to 2.64 mgL⁻¹), BOD (15.78 to 3.60 mgL⁻¹), Iron (6.07 to 0.29 mgL⁻¹), Chlorophyll a (5.15 to 33.62 mgL⁻¹), pH (8.10 to 5.43), Total Nitrogen (0.06 to 3.41 mgL⁻¹), mainly related to activities human activities carried out in the region. The results of the IQA indicated that the water in the estuary is classified as having a good and acceptable quality. ACP has already demonstrated that there is a positive relationship between water quality and rainfall. In view of this, it is essential to take actions by the public authorities and the population that aim to adapt the sewage system in the Vila, given the importance of valuing environmental health, well-being and tourist attractiveness in the region.

Keywords: Anthropogenic action. Effluents. Degradation. Water pollution. Use of the soil. Environmental impact.

LISTA DE TABELAS

INTRODUÇÃO GERAL

Tabela 1 – Parâmetros e pesos utilizados no cálculo do IQA.....	14
Tabela 2 – Classificação da Qualidade da Água de acordo com as faixas determinadas para o IQA	15

ARTIGO 1

Tabela 1 – Resultados da análise de qualidade da água dos 24 poços localizados na Vila de Caraíva.....	33
Tabela 2 – Classes de uso do solo e número de fossas presentes na área de contribuição num raio de 100m de cada um dos poços analisados na Vila de Caraíva.....	34
Tabela 3 – Resultados da análise de correlação entre a qualidade da água e as classes de uso e ocupação do solo das áreas de influência dos 24 poços analisados na Vila de Caraíva.....	40

ARTIGO 2

Tabela 1 – Coordenada Geográfica dos pontos de amostragem no estuário do rio Caraíva, distância entre eles e descrição da sua localização.....	57
Tabela 2 – Média dos resultados das três campanhas realizadas para avaliação da qualidade da água do estuário do rio Caraíva	63
Tabela 3 – Classes de uso e ocupação do solo em km ² da bacia do rio Caraíva, durante o período de 1990 a 2018.....	68

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

- Figura 1 – Localização geográfica da Vila de Caraíva e disposição dos pontos amostrais ao longo da Vila de Caraíva..... 28
- Figura 2 – Precipitação média mensal na região da Vila de Caraíva – BA no período entre 1988 a 2019. Dados disponibilizados pela estação pluviométrica COD. 01639019 e 01639033 30
- Figura 3 – Superfície interpolada da distribuição espacial das concentrações de Nitrato, pH, Salinidade, Cloreto, Coliformes Termotolerantes, Sólidos Dissolvidos Totais e Turbidez na água subterrânea da Vila de Caraíva em 30 de junho de 2019 35

ARTIGO 2

- Figura 1 – Mapa da localização da bacia do rio Caraíva..... 54
- Figura 2 – Precipitação média mensal na região do estuário do rio Caraíva – BA no período entre 1988 a 2019. Dados disponibilizados pelas estações pluviométricas COD. 01639019 e 01639033 56
- Figura 3 – Precipitação acumulada mensal e semanal em relação ao dia de amostragem na região do estuário do rio Caraíva – BA. Dados disponibilizados pelas estações pluviométricas COD. 01639019 e 01639033 56
- Figura 4 – Localização geográfica da bacia do rio Caraíva e a disposição dos pontos amostrais ao longo do estuário do rio Caraíva..... 57
- Figura 5 – Índice de Qualidade da Água dos pontos onde foram realizadas as amostragens ao longo do estuário do rio Caraíva..... 66
- Figura 6 – Análise de Componentes Principais das variáveis físicas, químicas, biológicas e microbiológicas do estuário do rio Caraíva, em diferentes períodos do ano..... 67
- Figura 7 – Classificação do uso e ocupação do solo na bacia do rio Caraíva entre os anos de 1990 a 2018 69

INTRODUÇÃO GERAL

RECURSOS HÍDRICOS

De acordo com Di Bernardo, Minillo e Dantas (2010), Souza (2013), Von Sperling (2014) e Soares (2018), estima-se que da água disponíveis na Terra, aproximadamente 97,5% é água salgada e 2,5% é água doce, sendo a água doce subdividida em 69% em geleiras, 30% em água subterrânea e 1% em águas superficiais.

As águas superficiais, correspondentes a 1% dos 2,5% das águas doces da terra, estão distribuídas em córregos, rios, lagos e represas, e devido ao seu fácil acesso são consideradas uma das principais fontes de abastecimento de água potável do planeta (ANA, 2019a). No entanto, em virtude da sua exposição, do uso inadequado desse recurso e do uso e ocupação das áreas de seu entorno sem o acompanhamento de infraestrutura básica, grande parte dos mananciais brasileiros encontram-se inadequados para diversos usos (SINGH et al., 2004; BARROS; CRUZ; SILVA, 2015).

Já as águas subterrâneas, 30% dos 2,5% de águas doces da Terra, estão presentes nos poros das formações geológicas sedimentares e nos planos de fraquezas estruturais das formações geológicas de caráter ígneo ou metamórfico representados por falhas, fendas, fraturas e fissuras. Diferente do fluxo rápido das águas superficiais, as águas subterrâneas fluem lentamente através das formações geológicas, sendo um recurso finito, limitado e de grande valor econômico. A utilização desse recurso está atrelada a diversos benefícios, dentre eles a qualidade da água e a facilidade de posicionar os poços próximos aos locais de armazenamento e distribuição. Diante disso, a utilização de água subterrânea vem se ampliando intensivamente no Brasil, sendo o Estado de São Paulo o pioneiro na utilização, na regulamentação e no controle desse uso (SOUZA, 2013; SOARES, 2019).

Apesar de estar disposta de forma diferente, a água subterrânea está diretamente interligada a superficial, e vice-versa, e a interação entre elas ocorre basicamente pelo fato de os dois ambientes estarem interligados e os fluxos de águas superficiais serem controlados pelas mudanças de níveis das águas subterrâneas (RASSAM et al., 2013). A primeira interação ocorre através da infiltração de águas superficiais, quando o nível de fluxo da corrente é maior do que o nível da zona saturada. Já a segunda interação, ocorre quando o nível da zona saturada é superior ao nível do fluxo (ZHAO et al., 2018), sendo a direção desse fluxo diretamente influenciada por alguns fatores, dentre eles a duração e intensidade de precipitações; topografia,

tipo de solo e geologia do local; mudanças na inclinação do rio e meandros no canal de escoamento; e por ações humanas (SANTOS; KOIDE, 2016; OLIVEIRA et al., 2017).

De acordo com Arcari (2018), em regiões estuarinas, onde ocorre o encontro entre as águas doces e salinas, a interação entre a água subterrânea e superficial está diretamente relacionada com os ciclos das marés dentro do estuário, onde na preia-mar, quando o nível do estuário é superior ao nível da água subterrânea, a água do estuário infiltra na encosta da praia e no aquífero subjacente. Já na baixa-mar, onde os níveis de água são invertidos, ocorre a descarga de água doce do solo para o estuário.

Apesar da relação direta entre as águas superficiais e subterrâneas, a gestão desses recursos em uma bacia hidrográfica ainda é realizada separadamente. No entanto, para um gerenciamento adequado e para a elaboração de políticas de uso e preservação, são de suma importância à análise da atual situação de cada um deles e principalmente a influência e interação entre eles (CAVAZZANA; LASTORIA; GABAS, 2019).

LEGISLAÇÕES REGULAMENTADORAS

Diante da necessidade de controlar e regulamentar a utilização indiscriminada das águas superficiais e subterrâneas, em todo o território brasileiro, o Brasil conta hoje com diversas legislações específicas para controle desses recursos, dentre elas:

- Lei n.º 9.433 de 1997 da Presidência da República, conhecida como Lei das Águas, que dispõe entre outras coisas sobre a instituição da Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997);
- Lei n.º 9.984 de 2000 da Presidência da República, que dispõe entre outras coisas sobre a criação da Agência Nacional de Águas (ANA), entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e responsável pela instituição de normas de referência nacionais para a regulação da prestação dos serviços públicos de saneamento básico (BRASIL, 2000);
- Resolução n.º 274 de 2000 do Conama, que define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras (CONAMA, 2000);
- Resolução n.º 357 de 2005 do Conama, que dispõe entre outras coisas sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2005);
- Resolução n.º 396 de 2008 do Conama, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas (CONAMA, 2008);

- Resolução n.º 430 de 2011 do Conama, que complementa e altera a Resolução 357 de 2005, e dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2011); e
- Portaria de Consolidação n.º 05 de 2017 do Ministério da Saúde, que dispõe entre outras coisas sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (BRASIL, 2017).

Em contrapartida, como forma de sintetizar as informações obtidas a partir dos diversos parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos determinados nas legislações, como forma de comunicar a população de forma fácil e clara a qualidade da água em pontos de monitoramento e como forma de orientar ações de gestão e planejamento ambiental, diversos índices foram elaborados, dentre eles o Índice de Qualidade das Águas (IQA), o Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP), o Índice de Estado Trófico (IET), o Índice de Contaminação por Tóxicos, o Índice de Balneabilidade (IB) e o Índice de Qualidade de Água para a Proteção da Vida Aquática (IVA) (ANA, 2019b).

Dentre esses índices o IQA, criado em 1970 pela *National Sanitation Foundation*, com a finalidade de avaliar a qualidade da água bruta, é o mais utilizado no Brasil, sendo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) a pioneira em sua utilização, em 1975 (ANA, 2019c). Com o tempo, outros países e estados brasileiros também começaram a adotar o IQA, sendo hoje muito utilizado em diversos estudos como forma de sintetizar as informações de qualidade da água determinadas a partir do monitoramento de parâmetros legislados, exemplo disso foram os estudos realizados na China, na Turquia e em estados brasileiros como Minas Gerais e Sergipe (FIA et al., 2015; HOU et al., 2016; ŞENER; ŞENER; DAVRAZ, 2017; SANTOS et al., 2018).

Para a determinação do IQA são utilizados valores de nove parâmetros, selecionados de acordo com sua representatividade para a caracterização da qualidade da água. Para cada um desses parâmetros são atribuídos pesos em função da sua importância relativa. A relação dos parâmetros e os pesos atribuídos estão apresentados na Tabela 1 (BRASIL, 2005; VON SPERLING, 2014; ANA, 2019b).

Tabela 1 – Parâmetros e pesos utilizados no cálculo do IQA

Parâmetros de Qualidade da água	Peso
Coliformes Termotolerantes	0,15
Potencial Hidrogeniônico	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,10
Nitrogênio Total	0,10
Fósforo Total	0,10
Temperatura	0,10

Turbidez	0,08
Sólidos Totais	0,08
Oxigênio Dissolvido	0,17

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014) e Brasil (2005).

Utilizando os parâmetros selecionados, os pesos e os valores obtidos a partir da análise da água, é calculado o IQA. Através da fórmula (BRASIL, 2005; VON SPERLING, 2014; ANA, 2019):

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

Onde:

IQA: índice de qualidade da água (varia entre 0 e 100);

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, obtido a partir da curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração ou medida (varia entre 0 e 100);

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade (varia entre 0 e 1); e

i: número do parâmetro (varia entre 1 e 9).

Após o cálculo, a classificação do IQA é realizada de acordo com os limites de qualidade da água, variando entre excelente e muito ruim. Esses limites muitas vezes são determinados de acordo com as características de cada região, como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação da Qualidade da Água de acordo com as faixas determinadas para o IQA

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

Fonte: Adaptado de Brasil (2005), Von Sperling (2014) e ANA (2019).

Cabe ressaltar que os índices de qualidade são importantes ferramentas para avaliação da qualidade da água e utilizados como forma de comunicação ao público das condições ambientais dos corpos de água, pois sintetizam várias informações em um único número. No entanto, estes devem ser utilizados como forma de complementação das informações geradas por cada parâmetro avaliado em consonância com os padrões de qualidade determinados pelas legislações vigentes (VON SPERLING, 2014; GLORIA; HORN; HILGEMANN, 2017).

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Diante da necessidade de acompanhar o atendimento ao determinado nas legislações vigentes; de acompanhar as alterações na qualidade da água, decorrente de fenômenos naturais e de atividades antrópicas; e de fornecer subsídio para a elaboração de planos para recuperação e preservação dos ambientes aquáticos, garantindo condições adequadas para os múltiplos usos previstos em uma bacia hidrográfica, foi criado o monitoramento da qualidade da água. Esse monitoramento é realizado através da análise de diversos parâmetros, que traduzem suas características físicas, químicas, biológicas e microbiológicas. Dentre os parâmetros que determinam as características físicas da água, pode-se destacar a cor, a turbidez, o sabor e o odor. Já as características químicas, estas são determinadas através do pH, alcalinidade, acidez, dureza, ferro, manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, metais e micropoluentes orgânicos. Já as características biológicas são indicadas por algas e clorofila-*a*, e as microbiológicas por organismos indicadores e bactérias (VON SPERLING, 2014).

Dentre os parâmetros mencionados, a escolha dos que serão monitorados é realizada em consonância com as legislações vigentes e com as características e particularidades de cada região, sendo este monitoramento um dos principais instrumentos de planejamento e gestão dos recursos hídricos, devendo ser realizado com frequência, a fim de conhecer a quantidade e a qualidade das águas disponíveis e gerar insumos para o planejamento e a gestão desses recursos, a tomada de decisões e ações de controle ambiental, garantindo assim acesso aos diferentes usos previstos (SIMEONOV et al., 2003; SINGH et al., 2004; GUEDES et al., 2012; VON SPERLING, 2014; ANA, 2019d).

Cabe ressaltar que a responsabilidade de monitorar os rios da União, aqueles que passam por mais de um estado brasileiro e transfronteiriços, é da ANA. Já os rios estaduais e as águas subterrâneas, são de responsabilidade dos órgãos ambientais estaduais, no caso do estuário do rio Caraíva e das águas subterrâneas da Vila de Caraíva, localizados no estado da Bahia, o órgão responsável é o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Inema), que tem entre suas atribuições o dever de fornecer a ANA dados referentes aos recursos hídricos sob sua jurisdição (ANA, 2019e).

INTERFERÊNCIAS ANTRÓPICAS NA QUALIDADE DA ÁGUA

Apesar das legislações existentes e dos monitoramentos realizados por órgão ambientais e por diversas instituições, é cada vez mais notória a constatação de recursos hídricos sofrendo interferências antrópicas. Dentre as ações antrópicas, diversas podem alterar a qualidade da

água superficial e subterrânea, dentre elas o uso e ocupação do solo, a urbanização, a erosão, o assoreamento, a recreação e o lazer, o desenvolvimento industrial, a mineração, os resíduos sólidos, as águas pluviais, os resíduos agrícolas, os efluentes industriais e o esgotamento sanitário inadequado (TSUTIYA, 2013; VON SPERLING, 2014; PIAZZA et al., 2017). De acordo com os mesmos autores, dentre esses, o principal fator antrópico que influi na alteração da qualidade da água dos mananciais subterrâneos e superficiais é o esgotamento sanitário inadequado, atrelado ao crescimento populacional exacerbado, a carência de saneamento básico e o uso e ocupação desordenada do solo.

Paralelo a isso, de acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), até 2018 o Brasil coletava e tratava apenas 46% do efluente gerado em seu território, sendo o restante, em sua grande maioria, destinado de forma inadequada aos rios, fossas e valas a céu aberto (BRASIL, 2019). Corroborando essa informação, Azizullah et al. (2011) afirmam que aproximadamente 2 milhões de toneladas de efluentes são descartados nas águas do mundo, por dia. Em países em desenvolvimento, como o Brasil, a situação pode ser ainda pior, pois existem casos em que 90% do efluente doméstico e 70% dos efluentes industriais, *in natura*, são descartados nas fontes de águas superficiais, aumentando cada vez mais a deterioração do meio ambiente, a perda da biodiversidade local, a incidência de doenças de veiculação hídrica, os danos aos valores turísticos, culturais e paisagísticos, o custo do tratamento de águas destinadas ao abastecimento público, a perda e/ou diminuição na produtividade agrícola e pecuária e a redução e/ou inadequação do ambiente para pesca (TSUTIYA, 2013; VON SPERLING, 2014; PIAZZA et al., 2017).

Em virtude disso, pensar em alternativas de coleta e tratamento de efluentes centralizados e/ou descentralizados fazem-se cada vez mais necessários. De acordo com Von Sperling (2014) e Tonetti et al. (2018), além do método convencional para tratar efluentes, as Estações de Tratamento de Efluente (ETE), que centralizam e tratam todo o efluente coletado antes de destina-lo a uma destinação final adequada, existem diversos outros sistemas destinados ao tratamento de forma descentralizada, utilizados principalmente em regiões onde o sistema de tratamento não existe e/ou não atende a todo o município, dentre eles estão os Sistemas Alagados Construídos, Círculo de Bananeira, Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente, Fossas Verdes, Fossa Séptica Biodigestora, Tanque Séptico, Filtro de Areia, Filtro Anaeróbico, Vermifiltro, Biodigestor e o Reator Anaeróbico Compartimentado (ANEXO A).

Diante desse cenário e da urbanização desordenada, sem um planejamento ambiental e de infraestrutura adequada, os problemas referentes aos recursos hídricos estão ganhando cada vez mais notoriedade, motivo pelo qual estudos no Brasil e no mundo, que visem monitorar a

qualidade dos corpos hídricos e o levantamento de todos os fatores que podem influenciar na sua qualidade e as consequências que tais fatores podem gerar, estão se tornando mais frequentes (VON SPERLING, 2014; GRIECO et al., 2017). Em suma esses estudos apresentam dados que respaldam tomadas de decisões referentes à proteção ambiental e dos recursos hídricos, fundamentais para a elaboração de políticas de controle e proteção ambiental (GRIECO et al., 2017).

Exemplo de estudo como esse, foi realizado no Marrocos, onde foi constatado que o rio Oum Er Rbia e seu principal afluente, o rio El Abid, encontram-se contaminados, sendo de suma importância a tomada de ações referentes ao tratamento das águas residuárias e a utilização de práticas agrícolas sustentáveis (BARAKAT, 2016). Já no Brasil, em São Paulo, com o objetivo de correlacionar o uso e ocupação do solo com a qualidade da água da bacia hidrográfica Cachoeirinha Invernada, foi constatado que áreas cercadas pelo desenvolvimento urbano apresentam acentuado agravamento na qualidade da água, principalmente no que se refere ao lançamento de efluente e a ineficiência do sistema de esgotamento sanitário (OLIVEIRA et al., 2017); exemplo de outro estudo como esses é o que foi realizado na Bahia, onde com o objetivo de determinar a qualidade física, química e bacteriológica da água de vinte e duas nascentes, pertencentes à Bacia do Rio Paraguaçu, também foram constatadas condições inapropriadas na qualidade da água, sendo decorrentes também do esgotamento sanitário inadequado da região (BARROS; CRUZ; SILVA; 2015). Cenário similar pode estar ocorrendo em Caraíva, distrito do município de Porto Seguro, localizado no território de identidade costa do descobrimento onde, devido à ausência de saneamento básico adequado já foram registrados pontos na bacia do rio Caraíva contaminados por Coliformes Totais e/ou *Escherichia coli* (HIDROEXPLORER, 2018).

Diante do exposto e partir de solicitações do Conselho Comunitário e Ambiental de Caraíva (CCAC) e da Associação de Nativos de Caraíva (ANAC) para que estudos voltados ao monitoramento da qualidade da água fossem realizados na Vila, o objetivo desse trabalho consistiu em determinar a qualidade da água de poços da Vila de Caraíva e a qualidade da água do estuário do rio Caraíva, através de análises de parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos, e sua compatibilidade com os usos previstos, correlacionando com o uso e ocupação do solo local e com o esgotamento sanitário do distrito. A pesquisa poderá contribuir para traçar estratégias de planejamento e gerenciamento integrado do uso e ocupação do solo no que se refere à melhoria do sistema de esgotamento sanitário local e a manutenção da qualidade dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

ACASTRO, A. L. de.; SANTOS, A. A.; VALENTE, K. S. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de fluxo ascendente e leito fixo no tratamento de lixiviado. **Revista EDUCAmazônia**, Amazônia, v. 20, n. 1, p. 213-230, 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA. **Águas Superficiais**. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua/agua-superficial>>. Acesso em: 22 mai. 2019a.

_____. **Indicadores de Qualidade - Introdução**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-introducao.aspx>>. Acesso em: 13 jun. 2019b.

_____. **Indicadores de Qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. acesso em: 22 mai. 2019c.

_____. **Rede Nacional – Redes de Monitoramento**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/rede-nacional-rede-monitoramento.aspx>>. Acesso em: 13 jun. 2019d.

_____. **Rios**. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/gestao-da-agua/saiba-quem-regula/rios/rios>>. Acesso em: 09 jun. 2019e.

_____. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ARCARI, T. de L. **As interações entre águas subterrâneas e superficiais em uma laguna costeira: Lagoa da Conceição, Florianópolis/SC, Brasil**. 2018. 94 f. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental.) – Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Santa Catarina, 2018.

AZIZULLAH, A.; KHATTAK, M. N. K.; RICHTER, P. HADER, DONAT-PETER. Water pollution in Pakistan and its impact on public health - A review. **Environment International**, v. 37, p. 479-497, 2011.

BARAKAT, A.; BAGHDADI, M. E.; RAIS, J.; AGHEZZAR, B.; SLASSI, M. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n.4, p. 284-292, 2016.

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

BRASIL. Presidência da República. **Lei n.º 9.433**, de 08 de janeiro de 1997. Brasília, DF, 08 de jan. de 1997.

_____. Presidência da República. **Lei n.º 9.984**, de 17 de julho de 2000. Brasília, DF, 17 de jul. de 2000.

_____. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação n.º 5**, de 28 de setembro de 2017. Brasília, DF, 28 de set. de 2017.

_____. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. Brasília: SNS/MDR, p. 180, 2019.

CARVALHO, R. S. **Avaliação do desempenho de reator anaeróbio de leito fixo e fluxo contínuo, em escoamento ascendente, preenchido com pneu triturado sob diferentes cargas orgânicas aplicadas**. 2019. 79 f. Monografia (Bacharel em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Alagoas - UFAL, Alagoas, 2019.

CAVAZZANA, G. H.; LASTORIA, G.; GABAS, S. G. Surface-groundwater interaction in unconfined sedimentary aquifer system in the Brazil's tropical wet region. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 24, n. 8, 2019.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução Conama n.º 274, de 29 de novembro de 2000**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2000.

_____. **Resolução Conama n.º 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2005.

_____. **Resolução Conama n.º 375, de 29 de agosto de 2006**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2006.

_____. **Resolução Conama n.º 396, de 03 de abril de 2008**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2008.

_____. **Resolução Conama n.º 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2011.

DANTAS, P. R.; CHAVE, M. T. L.; CAVALCANTE, D. M.; ALBUQUERQUE, W. G. de; MEDEIROS, W. P. de; BEZERRA, A. M. S. Reúso de água cinza tratada em sistema de alagado construído com resíduos da construção civil. **Revista Verde**, v. 14, n. 1, p. 62-68, 2019.

DI BERNARDO, L.; MINILLO, A.; DANTAS, A. D. B. **Floração de algas e de cianobactérias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento**. São Carlos: LDiBe, 2010.

FARAH, S. P. dos. S.; GASPAR, F. C. Estudo do tratamento de esgoto com tanques sépticos (fossas sépticas) utilizadas em propriedades rurais no assentamento em Ibitiúva. **Revista Fafibe**, Bebedouro, v. 10, n. 1, p. 76-92, 2017.

FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C. de; FIA, F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. de. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 1, p. 267-275, 2015.

FIGUEIREDO, I. C. S.; BARBOSA, A. C.; MIYAZAKI, C. K.; SCHNEIDER, J.; COASACA, R. L.; MAGALHÃES, T. M.; TONETTI, A. L. Bacia de Evapotranspiração (BET): uma forma segura e ecológica de tratar o esgoto de vaso sanitário. **Revista do Departamento de Águas e Esgoto (DAE)**, São Paulo, v. 67, n. 220, p. 115-127, 2019.

FIGUEIREDO, I. C. S.; SANTOS, B. S. C. dos; TONETTI, A. L. **Tratamento de Esgoto na Zona Rural: Fossa Verde e Círculo de Bananeiras**. 1. ed. Campinas: Biblioteca/Unicamp, 2018.

GLORIA, L. P. G.; 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**, Lajeado, v. 14, n. 1, p. 103-119, 2017.

GRIECO, A. A.; FREGONESI, B. M.; TONANI, K. A. de A.; SILVA, T. V.; CELERE, B. S.; BELTRAMINI, T. M. B.; SEGURO-MUNOZ, S. I.; ALVES, R. I. da S. Diagnóstico espacial e temporal de condições físico-químicas e microbiológicas do Córrego do Tanquinho, Ribeirão Preto, SP, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, São Paulo, v. 12, n. 2, p. 282-298, 2017.

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

HIDROEXPLORER. **Hidrogeologia, abastecimento de água, contaminação das águas subterrâneas, com propostas para melhorias sanitárias, da histórica Vila de Caraíva, Porto Seguro, Bahia**. Salvador, 2018. Disponível em: < <https://www.cca-caraiva.com/aguas>>. Acesso em: 13 jun. 2019.

HOU, W.; SUN, S.; WANG, M.; LI, X.; ZHANG, N. XIN, X.; SUN, L. Assessing water quality of five typical reservoirs in lower reaches of Yellow River, China: Using a water quality index method. **Ecological Indicators**, China, v.61, n.2, p. 309-316, 2016.

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

MADRID F. J. P. y L.; SCHNEIDER, J.; MARQUES, M; M. da S.; PARIZOTTO, M. C.; FIGUEIREDO, C. S.; TONETTI, A. L. Vermifiltração: o uso de minhocas como uma nova alternativa para o tratamento de esgoto. **Revista do Departamento de Águas e Esgoto (DAE)**, São Paulo, v. 67, n. 220, p. 128-140, 2019.

OLIVEIRA, P. T. S.; LEITE, M. B.; MATTOS, T.; NEARING, M. A.; SCOTT, R. L.; XAVIER, R. de O.; MATOS, D. M. da S.; WENDLAND, E. Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the brazilian cerrado. **Ecohydrology**, v. 10, 2017.

PERES, L. J. S.; HUSSAR, G. J.; BELI, E. Eficiência do tratamento de esgoto doméstico de comunidades rurais por meio de fossa séptica biodigestor. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 1, p. 20-36, 2010.

PIAZZA, G. A.; GROTT, S. C.; GOULART, J. A. G.; KAUFMANN, V. Caracterização espaço-temporal da qualidade das águas superficiais dos mananciais de abastecimento de Blumenau/SC. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 14, n. 8, 2017.

POSTIGO, M. D.; BRESSANE, A.; FRANCESCHINI, G.; CHAVES, M. R. de M.; LONGO, R. M. Avaliação da eficiência de fossa séptica de baixo custo desenvolvida para o saneamento rural. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 14, n. 1, p. 26-35, 2017.

RASSAM, D. W.; PEETERS, L.; PICKETT, T.; JOLLY, I.; HOLZ, L. Accounting for surfacegroundwater interactions and their uncertainty in river and groundwater models: A case study in the Namoi River, Australia. **Environmental Modelling & Software**, v. 50, p. 108-119, 2013.

SANTOS, R. C. L.; LIMA, A. S.; CAVALCANTE, E. B.; MELO, C. M. de; 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.

SANTOS, R. M. dos; KOIDE, S. Avaliação da Recarga de Águas Subterrâneas em Ambiente de Cerrado com Base em Modelagem Numérica do Fluxo em Meio Poroso Saturado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, p. 451-465, 2016.

SANTOS, J. M. B.; SILVA, I. R.; GOMES, M. H. R.; PEREIRA, R. de O. Variação do IQA e ICE no Ribeirão Espírito Santo – MG. **Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 460-482, 2020.

ŞENER, Ş.; ŞENER, E.; DAVRAZ, A. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SW-Turkey). **Science of the Total Environment, Turkey**, v. 584-585, p. 131-144, 2017.

SILVA, R. L. L. da. **Monitoramento da qualidade da água em tempo quase-real: uma alternativa para a gestão de recursos hídricos**. 2018. 196 f. Tese (Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, n. 17, p. 4119–4124, 2003.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. **Water Research**, v. 38, p. 3980–3992, 2004.

SOARES, S. M. V. **Avaliação da qualidade da água subterrânea no campus do Instituto de Pesquisa Energética e Nucleares – IPEN**. 2018. 90 f. Dissertação (Tecnologia Nuclear – Materiais) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN, São Paulo, 2018.

SOARES, G. B. **Caracterização hidroquímica de águas subterrâneas aliada ao uso de óxido de grafeno reduzido para adsorção de herbicidas**. 2019. 150 f. Tese (Engenharia e Tecnologia de Materiais) – Universidade Católica do Rio Grande do Sul – PUCRS, Porto Alegre, 2019.

SOUZA, J. C. S. de. Captação de Água Subterrânea. In: TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. 4. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2013. cap. 5.

TEMO, B. W. L. **Desempenho do sistema combinado tanque séptico mais sistema de alagados construídos de escoamento vertical (ts+sacv) na remoção de poluentes de esgoto sanitário**. 2019. 56 f. Monografia (Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Amazonas - UFAM, Amazonas, 2019.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A. L.; MADRID, F. J. P. y L.; FIGUEIREDO, I. C. S.; SHNEIDER, J.; CRUZ, L. M. de O.; DUARTE, N. C.; FERNANDES, P. M.; COASACA, R. L.; GARCIA, R. S.; MAGALHÃES, T. M. **Tratamento de Esgotos Domésticos em Comunidades Isoladas**. 1. ed. Campinas: Biblioteca/Unicamp, 2018.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. 4. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014.

ZHAO, D.; WANG, G.; LIAO, F.; YANG, N.; JIANG, W.; GUO, L.; LIU, C.; SHI, Z. Groundwater-surface water interactions derived by hydrochemical and isotopic (^{222}Rn , deuterium, oxygen-18) tracers in the Nomhon area, Qaidam Basin, NW China. **Journal of Hydrology**, v. 565, p. 650-661, 2018.

USO DO SOLO E A QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA: ESTUDO DE CASO DE CARAÍVA, UMA VILA TURÍSTICA DA BAHIA

RESUMO

A disponibilidade de água potável é imprescindível para uma saúde ambiental, no entanto o acesso a esse recurso se tornou um importante problema em diversos lugares do mundo, especialmente em países em desenvolvimento como o Brasil e em comunidades isoladas como a Vila Histórica de Caraíva, distrito de Porto Seguro (BA), onde o saneamento básico não ocorre de forma adequada e/ou não atende a toda população. Diante disso e a partir de solicitações por parte da comunidade para que estudos que visem o monitoramento da qualidade da água fossem realizados, o presente estudo teve como objetivo determinar a qualidade da água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva, através de análises de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, bem como sua compatibilidade com os usos previstos, correlacionando com o uso e ocupação do solo local. Para isso foi realizada, em 30 de junho de 2019, análise da qualidade da água de 24 poços, onde foram analisados Potencial Hidrogeniônico (pH), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Salinidade, turbidez, Dureza, Cloreto, Nitrato, Nitrito, Amônia, Ferro e Coliformes Totais e Termotolerantes. Os resultados obtidos foram analisados com base no preconizado na Resolução n.º 396/2008 do Conama e na Portaria de Consolidação n.º 5/2017 do Ministério da Saúde, sendo realizadas também análise estatística de Krigagem e análise do uso e ocupação do solo nas áreas de influência dos poços e sua relação com a qualidade da água. Dentre os resultados obtidos, foram constatados resultados fora dos limites preconizados nas legislações para Cloreto (15,35 a 358,24 mgL⁻¹), Nitrato (0,10 a 15,79 mgL⁻¹), pH (5,09 a 8,51), Coliformes Termotolerante (3,0 a 1100,0 NMP100mL⁻¹), SDT (24,0 a 1592,0 mgL⁻¹), Ferro (0,68 a 27,27 mgL⁻¹) e Turbidez (6,10 a 41,00 NTU), estando, de acordo com a análise dos dados e sua correlação com o uso e ocupação do solo, e com a avaliação espacial pelo método de Krigagem, diretamente relacionados com o esgotamento sanitário inadequado da Vila e as características do solo da região. Diante disso torna-se imprescindível a tomada de ações por parte do poder público e da população que visem adequar o sistema de esgotamento sanitário da Vila, uma vez que a contaminação da água do lençol pode colocar em risco a saúde das pessoas que a utilizam e o futuro da Vila Histórica de Caraíva como destino turístico diferenciado, afetando sobretudo a população local.

Palavras-chave: Ação Antropogênica. Efluentes. Degradação. Contaminação da Água. Impacto Ambiental.

ABSTRACT

The availability of drinking water is essential for environmental health, however access to this resource has become an important problem in several places around the world, especially in developing countries like Brazil and in isolated communities like Vila de Caraíva, district of Porto Seguro (BA), where basic sanitation does not occur properly and / or does not serve the entire population. Given this and based on requests from the community for studies aimed at monitoring water quality to be carried out, the present study aimed to determine the quality of groundwater in Vila de Caraíva, through analysis of physical, chemical parameters and microbiological, as well as their compatibility with the intended uses, correlating with the use and occupation of the local soil. For this purpose, on June 30, 2019, water quality analysis of 24 wells was performed, where Hydrogenionic Potential (pH), Total Dissolved Solids (SDT),

Salinity, turbidity, Hardness, Chloride, Nitrate, Nitrite, Ammonia were analyzed, Iron and Total and Thermotolerant Coliforms. The results obtained were analyzed based on the recommendations in Resolution No. 396/2008 of Conama and Consolidation Ordinance No. 5/2017 of the Ministry of Health, and also Krigagem statistical analysis and analysis of land use and occupation in the areas of influence of the wells and their relationship with water quality. Among the results obtained, results were found outside the limits recommended in the legislation for Chloride (15.35 to 358.24 mgL⁻¹), Nitrate (0.10 to 15.79 mgL⁻¹), pH (5.09 to 8, 51), Thermotolerant Coliforms (3.0 to 1100.0 NMP100mL⁻¹), SDT (24.0 to 1592.0 mgL⁻¹), Iron (0.68 to 27.27 mgL⁻¹) and Turbidity (6, 10 to 41.00 NTU), being, according to the data analysis and its correlation with the use and occupation of the soil, and with the spatial evaluation by the method of Krigagem, directly related to the inadequate sanitation of the Vila and the soil characteristics of the region. In view of this, it is essential to take actions by the public authorities and the population that aim to adapt the sanitary sewage system in the Vila, since the contamination of the water in the sheet can endanger the health of the people who use it and the future of Vila de Caraíva as a different tourist destination, affecting mainly the local population.

Keywords: Anthropogenic action. Effluents. Degradation. Water pollution. Environmental impact.

1. INTRODUÇÃO

Devido às diversas atividades humanas desenvolvidas, a demanda por água tem se expandido de forma significativa, sendo as águas superficiais, distribuídas em córregos, rios, lagos e represas, consideradas como as primeiras alternativas de uso. No entanto, em virtude da sua exposição, ao uso exacerbado desse recurso e as diversas fontes de contaminação, grande parte dos mananciais brasileiros encontram-se inadequados para diversos usos, dentre eles para o abastecimento público, uso industrial, uso na agricultura e recreação e lazer (SINGH et al., 2004; BARROS; CRUZ; SILVA, 2015; DUTTA; DWIVEDI; KUMAR, 2018).

Diante desse cenário e dos diversos benefícios como a qualidade e a facilidade de posicionar os poços próximos aos locais de armazenamento e distribuição, a utilização de águas subterrâneas para atender demandas industriais, agrícolas e de atividades humanas diversas, em substituição as águas superficiais, tem crescido extensivamente nas últimas décadas. Em contrapartida, devido ao seu uso excessivo, é cada vez mais notória a constatação de águas subterrâneas com uma qualidade deteriorada e susceptível a vários contaminantes (SOUZA, 2013; SINGH; SINGH, 2018).

Cabe ressaltar que o cenário de deterioração das águas subterrâneas pode estar ligado a fatores naturais e antrópicos. De acordo com Von Sperling (2014) e Silva (2018), as alterações na qualidade da água geradas por fatores naturais estão geralmente relacionadas ao intemperismo devido à dissolução de rochas, ao escoamento superficial e a infiltração no solo, sendo nestes casos os componentes químicos mais comuns o ferro, o flúor e o manganês, devido

a composição do solo. Já a contaminação por fatores antrópicos está diretamente relacionada a atividades industriais e agrícolas, uso e ocupação do solo sem o devido acompanhamento de infraestrutura básica, má gestão dos resíduos sólidos e ao esgotamento sanitário inadequado. Neste caso os contaminantes podem ser de diversas naturezas como microrganismos patogênicos, metais, nutrientes, componentes químicos, compostos orgânicos e inorgânicos (SINGH; SINGH, 2018; SILVA, 2018). De acordo com Tsutiya (2013), Von Sperling (2014) e Piazza et al. (2017), dentre esses fatores, o que tem gerado maiores impactos negativos nas águas subterrâneas é o esgotamento sanitário inadequado, associado ao crescimento populacional exacerbado, a carência de saneamento básico e o uso e ocupação desordenada do solo.

Corroborando esse cenário de degradação em aquíferos brasileiros, de acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o Brasil coletava e tratava, até 2018, apenas 46% do efluente gerado em seu território, sendo o restante, em sua grande maioria, destinados de forma inadequada nos rios, fossas e valas a céu aberto, sendo o cenário mais crítico encontrado em comunidades isoladas (BRASIL, 2019).

Em virtude do cenário de degradação, o Brasil conta hoje com diversas legislações que visam a assegurar a utilização adequada de poços para captação de água subterrânea, assim como legislações que visam assegurar a utilização adequada dos recursos hídricos como um todo, dentre elas as Normas Brasileiras (NBR) n.º 12.212 e 12.244 de 1992 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (ABNT, 1992a,b), as Resoluções n.º 357 de 2005 e n.º 396 de 2008 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) (CONAMA, 2005; 2008) e a Portaria de Consolidação n.º 05 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

No entanto, apesar da existência de tais normativas, a perfuração indiscriminada, a utilização inadequada do solo ao redor dos poços, sem o distanciamento adequado entre os poços e possíveis fontes de contaminação, e a destinação inadequada de efluentes, sem o tratamento adequado, principalmente efluentes domésticos, vêm ocorrendo de forma significativa, trazendo riscos à saúde pública, perigo de contaminação dos aquíferos e falta de controle de um bem essencial à população (SOUZA, 2013; PEIXOTO; CAVALCANTE, 2019). Tal cenário tem feito com que diversos estudos sejam realizados visando determinar a qualidade das águas subterrâneas, os fatores que podem estar influenciando na sua qualidade e as possíveis soluções que podem ser dadas. Exemplos de estudos como esse foram desenvolvidos no Paquistão, na China, em Myanmar e em alguns estados Brasileiros, como no Amapá, Rondônia e na Bahia, onde foram contatados cenários de degradação principalmente relacionados ao uso e ocupação do solo sem infraestrutura básica e a diversos fatores antrópicos como agricultura,

lançamento de efluente doméstico e industrial e aterro sanitário (LAUTHARTTE et al., 2016; MATTOS et al., 2018; SILVA; BARBOSA; SILVA, 2018; JIANG et al., 2018; MAZHAR; HAMID; AFZAL, 2019; GRZYBOWSKI; LENCZEWSKI; OO, 2019).

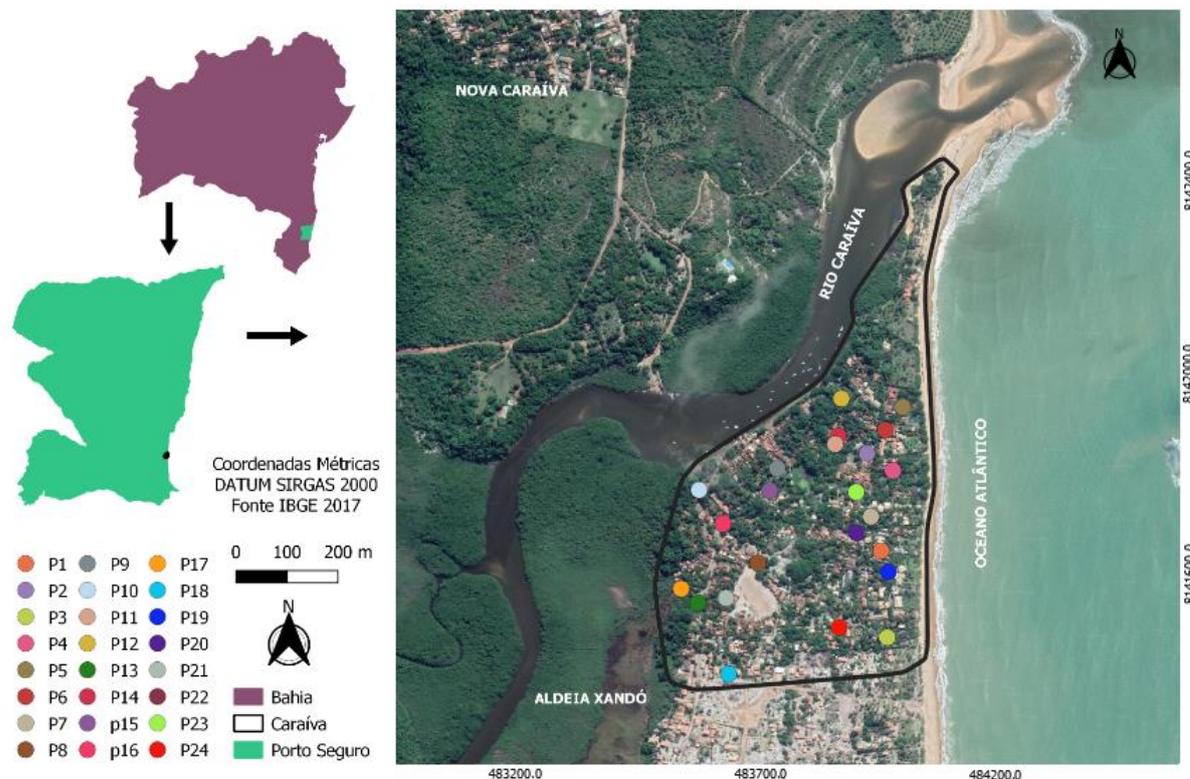
Cenário similar esta ocorrendo na Vila Histórica de Caraíva, distrito do município de Porto Seguro, localizado no território de identidade costa do descobrimento, onde de acordo com relatos do Conselho Comunitário e Ambiental de Caraíva (CCAC), da Associação de Nativos de Caraíva (ANAC) e o apresentado no relatório elaborado pela Hidroexplorer (2018), devido à ausência de saneamento básico na comunidade, já foram constatados pontos de contaminação da água subterrânea e surtos associados a doenças de veiculação hídrica são constantes. Diante disso e a partir de solicitações por parte da comunidade para que estudos que visem o monitoramento da qualidade da água fossem realizados, o objetivo desse trabalho consistiu em determinar a qualidade da água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva, através de análises de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, e sua compatibilidade com os usos previstos, correlacionando com o uso e ocupação do solo local e com o esgotamento sanitário do distrito. A pesquisa contribuirá para dar apoio a estratégias de planejamento e gerenciamento integrado do uso e ocupação do solo no que se refere à melhoria do sistema de esgotamento sanitário local e a manutenção da qualidade dos recursos hídricos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A Vila Histórica de Caraíva (Figura 1), distrito de Porto Seguro - BA, está localizada na margem direita do rio Caraíva e a 70km da zona urbana do município, ocupando atualmente uma área de aproximadamente 250hectares, com uma população fixa de mais ou menos 700 habitantes e população flutuante significativa em períodos de alta temporada (FERREIRA, ANDRADE, MENEZES, 2018; CCAC, 2018; CCAC, 2019).

Figura 1 – Localização geográfica da Vila Histórica de Caraíva e disposição dos pontos amostrais ao longo da Vila Histórica de Caraíva



Devido às importantes características ambientais e as diversas riquezas presentes na região, como as falésias de composição arenítica; restingas herbáceas, arbustivas e arbóreas; fragmentos de matas nativas; e os estuários dos rios Caraíva e Frades; o distrito de Caraíva faz parte de uma das 25 Unidades de Conservação (UCs) presentes no município de Porto Seguro. Criada pelo Decreto n.º 2.215 de 14 de junho de 1993, a Área de Proteção Ambiental (APA) Caraíva-Trancoso compreende toda a faixa costeira entre as desembocaduras dos rios Caraíva e Trancoso, ocupando uma área de aproximadamente 31.900ha (SOS MATA ATLÂNTICA, 2014).

Além de ser protegido pelo fato de fazer parte da APA Caraíva Trancoso, o conjunto urbano e paisagístico de Caraíva está inserido em uma área sob várias instâncias de gestão territorial e ambiental, como é o caso do Território de Identidade da Costa Descobrimento, Patrimônio Mundial da Humanidade, da Zona de Entorno do Parque Nacional de Monte Pascoal e da Reserva Extrativista (Resex) de Corumbau. Além disso, o distrito encontra-se inserido no perímetro tombado pelo Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (IPHAN) e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (FERREIRA, ANDRADE, MENEZES, 2018; CCAC, 2018; CCAC, 2019).

A região é caracterizada por um clima tropical, quente e úmido (Af), de acordo com a classificação de Köppen, com temperaturas médias mensais superiores a 18°C, índices pluviométricos médios mensais de 60mm e média de precipitação anual de 1800mm. Já sua vegetação, bastante antropizada, é composta por gramíneas, restinga e mangues nas proximidades da praia, e de brejos e Mata Atlântica no leito maior do rio (FERREIRA, ANDRADE, MENEZES, 2018; HIDROEXPLORER, 2018).

Quanto às características geológica e geomorfológica, a região é composta por tabuleiros costeiros, do Grupo Barreiras, constituídos de sedimentos arenoargilosos de idade terciária, com permeabilidade moderada e níveis cimentados por óxido de ferro; e por planície costeira, com alta permeabilidade, constituídas de sedimentos arenosos também de idade terciária. Cabe ressaltar que a associação entre essas características geomorfológicas e os altos índices pluviométricos contribuem para a riqueza hídrica subterrânea da região (MINERVINO NERO, 2008; FERREIRA, ANDRADE, MENEZES, 2018; HIDROEXPLORER, 2018).

De acordo com o CCAC, o saneamento básico do distrito ainda é rudimentar, devido a uma série de fatores como a sua reduzida área entre o rio e o mar, limitações para instalação de estações de tratamento de água e esgoto, ausência de recursos públicos e gestão inadequada dos resíduos sólidos. Cabe ressaltar que cenário similar ocorre em comunidades vizinhas como na Aldeia Xandó e na Nova Caraíva (Figura 1), que além da inadequação no saneamento básico, conta também com um crescimento exacerbado, podendo dessa forma gerar impactos negativos na qualidade tanto da água do rio Caraíva quanto na água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva (CCAC, 2018; FERREIRA, ANDRADE, MENEZES, 2018). Quanto ao abastecimento de água da Vila Histórica de Caraíva, este era realizado até 2018 unicamente por poços individuais perfurados nas propriedades e na maioria das vezes localizados nas proximidades das fossas sépticas e negras, onde são destinados os efluentes de cada residência, construídas na maioria das vezes sem levar em consideração o dimensionamento adequado para o volume de efluente que irá receber. Em meados de 2018, o distrito começou a receber água de um poço situado a 5km do distrito, localizado na aldeia indígena de Barra Velha; no entanto, devido a irregularidade e intermitência da distribuição dessa água, na maioria das vezes o abastecimento continua sendo realizado pelos poços individuais das residências (HIDROEXPLORER, 2018; FERREIRA, ANDRADE, MENEZES, 2018).

2.2 DELINEAMENTO METODOLÓGICO

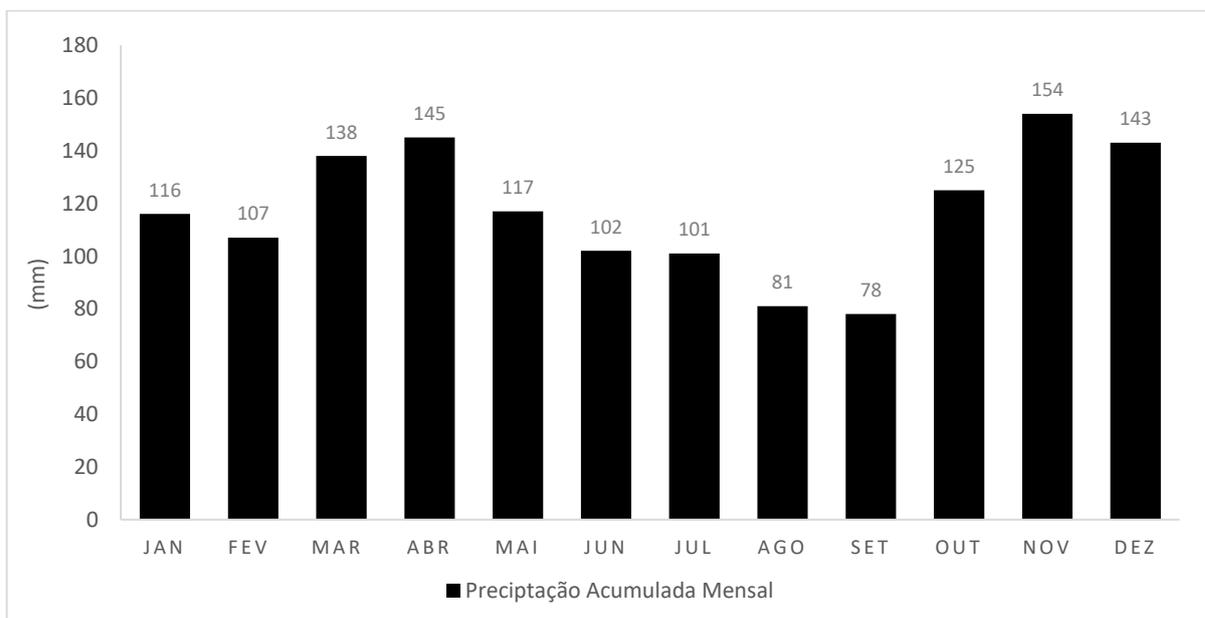
Tendo em vista a obtenção dos dados necessários para elaboração deste estudo, foi realizada uma campanha para o monitoramento da qualidade água subterrânea, 30 de junho de

2019, levando em consideração a sazonalidade turística do distrito, a profundidade média dos poços da Vila, a taxa de infiltração da água no solo e o período chuvoso na região.

Para determinação da taxa de infiltração utilizou-se como base o determinado por Scopel, Sousa e Martins (2013) e Franco et al. (2015), de que as zonas costeiras, semelhantes a Vila Histórica de Caraíva, devido ao solo arenoso, apresentam altas taxas de percolação, variando entre 40 e 70mmh⁻¹, o que faz com que regiões como essa tenham uma alta vulnerabilidade à contaminação do aquífero. Diante disso, levando em consideração que entre os meses de dezembro e março a Vila Histórica de Caraíva recebe um maior número de população flutuante e que conseqüentemente um maior volume de efluente é lançado nas fossas, optou-se por realizar a campanha em junho de 2019, assegurando assim que o efluente lançado em março percolaria no solo a profundidades maiores que 87m, sendo está a maior profundidade entre os poços amostrados.

Já para a determinação do período chuvoso na região, que de acordo com Menezes et al (2014) é o período em que a recarga do aquífero é mais acelerada, o que favorece a entrada de elementos a partir da superfície do solo, foi realizado um levantamento da série histórica de pluviosidade da região através da análise da ascensão do histograma das precipitações anuais (Figura 2). Como o período chuvoso na região ocorre entre os meses de outubro e abril, optou-se por fazer a amostragem em junho, assegurando assim que a água infiltrada nesse período teria percolado o solo e atingido o lençol.

Figura 2 – Precipitação média mensal na região da Vila Histórica de Caraíva – BA no período entre 1988 a 2019. Dados disponibilizados pela estação pluviométrica COD. 01639019 e 01639033



Fonte: ANA (2020).

Para escolha da localização dos pontos de amostragem foram selecionados 23 poços distribuídos estrategicamente, visando o monitoramento da qualidade da água subterrânea em diversas profundidades e ao longo de toda a vila, além disso, essa escolha foi realizada levando em consideração também os dados apresentados no Relatório Técnico elaborado pela Hidroexplorer, onde são apresentados dados de análises realizadas em 2017 e 2018 (HIDROEXPLORER, 2018), devido ao histórico da qualidade da água de alguns poços (Figura 1). Além destes, foi selecionado também o poço localizado na Aldeia Barra Velha, a 5km de distância da Vila Histórica de Caraíva, perfurado pela Prefeitura de Porto Seguro com a finalidade de abastecer a população da região. A escolha desse poço foi realizada com o objetivo de monitorar a qualidade da água fora da influência do uso e ocupação do solo do distrito de Caraíva, uma vez que este poço está localizado a montante da Vila e do fluxo da água subterrânea.

Quanto aos procedimentos para amostragem e armazenamento das amostras, estes foram realizados de acordo com o determinado no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011), sendo estas realizadas preferencialmente na saída da bomba dos poços, reduzindo assim os riscos de contaminação ao passar pelos reservatórios. No momento das amostragens foi realizada a higienização do ponto de saída da água e o bombeamento e descarte de toda a água já presente nas tubulações (ANVISA, 2019).

O acondicionamento das amostras para análise físico-química foi realizado em frascos esterilizados de polietileno e para a análise microbiológica em frascos de vidro, preparados previamente. Quanto ao volume a ser amostrado, este foi pré-determinado tendo em vista o volume necessário para as análises laboratoriais, sendo um litro por poço. Após serem coletadas as amostras foram acondicionadas em caixas de isopor contendo gelo, visando à conservação das amostras até serem armazenadas sob refrigeração.

Visando assegurar a qualidade da água para o consumo humano, a seleção dos parâmetros a serem analisados foi realizada com base na Resolução n.º 396 de 2008 do Conama e a Portaria de Consolidação n.º 5 de 2017 do Ministério da Saúde. As análises desses parâmetros foram realizadas *in loco* utilizando uma Sonda Multiparâmetros HANNA modelo HI 9828, para medição de pH, sólidos dissolvidos totais (SDT) e salinidade, e utilizando um Turbidímetro modelo 2.100AN (HACH) para medições de turbidez; e em laboratório para medição de dureza, cloreto, nitrato, nitrito, amônia, ferro e coliformes totais e termotolerantes, tendo como base as metodologias determinadas por APHA (1999).

Após a obtenção dos resultados, a análise da sua compatibilidade com os usos previstos foi realizada levando em consideração o determinado na Resolução Conama n.º 396 de 2008 e na Portaria de Consolidação n.º 5 de 2017 do Ministério da Saúde.

Para análise da distribuição espacial dos parâmetros analisados foi feito o georreferenciamento por estação total da localização dos 24 poços analisados e de 241 fossas, localizadas nas proximidades desses poços, além disso foi realizado também o levantamento da profundidade dos poços e das fossas. A partir desses dados e dos dados de qualidade da água foi utilizado o método de interpolação por Krigagem, também adotado por Amorim, Cruz e Resende (2010) e Bagnara, Prietto e Timbola (2012), onde foram produzidas superfícies interpoladas que representaram o comportamento espacial das variáveis de qualidade da água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva. O que permitiu mapear superfícies e estimar dados em locais não amostrados levando em conta o comportamento espacial das variáveis analisadas, minimizando o erro desta estimativa. Para análise de Krigagem foi utilizando o software de informações geográficas ArcGIS 10.8®.

Para análise do uso e ocupação do solo e sua relação com a qualidade da água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva utilizou-se a mesma metodologia adotada por Menezes et al. (2014), onde para elaboração dos mapas foram delimitados buffers em torno de cada um dos poços analisados, para isso foi utilizado o método de raio fixo arbitrário devido ao fato de ser um método rápido, simples e de baixo custo. Tal método tem como base a determinação de uma área circular centrada no ponto de captação de água, com raio escolhido pelo pesquisador a partir de imagens da área e observações de campo. Para isso adotou-se um raio de 100 m, segundo a metodologia do Raio Fixo Arbitrário (HIRATA; REBOUÇAS, 1999) e os estudos realizados por Squillace et al. (2002), Nolan, Hitt e Ruddy (2002) e Menezes et al. (2014).

A determinação das classes de uso do solo dentro dos *buffer*s delimitados foram realizadas a partir da interpretação visual por meio do aplicativo *Google Eart Pro* e por intermédio de inspeções de campo. Todas as etapas descritas foram realizadas utilizando o software de informações geográficas QGIS 3.4®.

Com o objetivo de determinar se existe ou não relação direta entre os parâmetros de qualidade da água subterrânea com as classes de uso e ocupação do solo da Vila Histórica de Caraíva, foram realizadas análises quantitativas, através da aplicação do método de correlação simples. Para isso foi realizada análise de normalidade dos dados, através do teste Shapiro-Wilk ($Pr > 0.05$) e em seguida aplicada correlação de Pearson, para as variáveis que seguirem distribuição normal, e correlação de Spearman, para as variáveis que não seguirem distribuição

normal. As análises estatísticas referentes ao uso e ocupação do solo e sua correlação com a qualidade da água foram realizadas através do software livre SAS *University Edition*®.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dentre os resultados encontrados, foi observado que dos 24 poços analisados, 14 apresentaram Coliformes Totais e Coliformes Termolerantes, variando entre 3,0 e 1.100,0 NMP100mL⁻¹, estando em desacordo com o determinado na Resolução Conama n.º 396 de 2008 e com a Portaria de Consolidação n.º 5 de 2017 que estabelecem que águas destinadas para o consumo humano não devem apresentar tais parâmetros (Tabela 1). Tal fato pode estar atrelado ao esgotamento sanitário inadequado da Vila, uma vez que Braga et al. (2018) afirmam que as características das águas subterrâneas refletem o tipo de solo em que a água percorre e as interferências humanas presentes no solo.

De acordo com Ayach et al. (2009) e Grzybowski, Lenczewski e Oo (2019), a presença de coliformes em águas de poços se deve principalmente a contaminação por efluente doméstico decorrente do esgotamento sanitário inadequado das áreas urbanas. Corroborando essa informação e de acordo com o apresentado na Tabela 2, no ANEXO A e com o observado durante as amostragens, cabe ressaltar que a grande maioria dos poços estão localizados próximos de áreas edificadas e de fossas, que em sua maioria são negras ou sépticas dimensionadas inadequadamente. Quanto ao número de fossas, cabe ressaltar também que a grande maioria das áreas de influência dos poços, num raio de 100 metros, contam com mais de 7 fossas, sendo constatados poços com até 50 fossas em sua área de influência, o que pode estar contribuindo para o cenário de contaminação encontrado.

Tabela 1 – Média dos resultados da análise de qualidade da água dos 24 poços localizados na Vila Histórica de Caraíva

Ponto	Dureza mgL ⁻¹	Cl ⁻ mgL ⁻¹	NO ₃ ⁻ mgL ⁻¹	NO ₂ ⁻ mgL ⁻¹	NH ₃ mgL ⁻¹	Fe mgL ⁻¹	C. Totais NMP100mL ⁻¹	C. Termo NMP100mL ⁻¹	pH	NTU	SDT mgL ⁻¹	Sal. ‰
P1	54,90	54,34	15,79	0,03	0,18	1,06	23,00	23,00	6,06	0,01	201,00	0,19
P2	11,40	143,36	1,12	0,01	0,12	1,89	3,00	3,00	6,93	0,01	367,00	0,35
P3	33,10	42,69	8,71	0,02	0,12	1,91	3,60	3,60	5,76	0,02	188,00	0,18
P4	178,80	19,99	0,31	0,01	0,08	3,30	38,00	38,00	7,50	0,01	197,00	0,19
P5	258,90	183,44	12,33	0,08	2,86	1,05	43,00	43,00	6,56	0,10	883,00	0,89
P6	167,30	19,19	0,16	0,01	0,12	3,68	3,00	3,00	7,21	0,01	199,00	0,19
P7	193,30	62,38	0,15	0,01	0,08	18,80	3,00	3,00	7,19	0,01	309,00	0,30
P8	23,00	17,64	0,16	0,01	0,07	0,85	3,00	3,00	5,92	8,90	49,00	0,04
P9	144,50	23,19	0,14	0,01	0,38	3,78	3,00	3,00	6,97	0,01	197,00	0,19
P10	96,00	358,24	0,11	0,01	0,02	27,27	43,00	43,00	6,01	0,02	698,00	0,70
P11	135,90	159,3	0,10	0,01	0,19	17,80	3,60	3,60	6,68	0,01	382,00	0,37
P12	167,20	65,28	0,36	0,01	0,16	3,360	1100,00	1100,00	7,85	0,01	282,00	0,27
P13	37,20	33,84	0,44	0,01	0,27	1,89	3,00	3,00	6,29	0,01	60,00	0,06
P14	129,10	114,56	0,36	0,03	0,29	7,62	3,00	3,00	6,71	8,80	499,00	0,49
P15	22,00	63,53	0,39	0,02	0,59	6,16	43,00	43,00	5,72	0,01	122,00	0,11
P16	320,20	196,24	0,22	0,01	0,44	10,70	93,00	93,00	6,02	41,00	1592,00	1,66
P17	178,60	15,35	2,23	0,03	0,32	0,68	93,00	43,00	6,19	0,02	633,00	0,63
P18	123,00	32,09	0,22	0,01	0,41	1,55	9,20	9,20	5,09	0,01	24,00	0,02

P19	44,50	130,71	1,35	0,04	0,20	5,84	460,00	460,00	6,05	15,10	108,00	0,10
P20	79,60	139,26	0,24	0,01	0,19	10,43	9,20	9,20	6,83	7,20	261,00	0,25
P21	28,00	27,04	0,30	0,01	0,14	0,95	3,00	3,00	7,11	0,01	60,00	0,06
P22	144,20	22,09	0,22	0,01	0,14	3,84	3,00	3,00	8,51	2,90	214,00	0,20
P23	107,40	45,14	0,26	0,02	0,22	6,41	3,00	3,00	8,19	6,10	230,00	0,22
P24	22,50	59,08	0,21	0,01	0,25	2,96	3,00	3,00	6,35	0,01	81,00	0,08
Conama n.º 396/2008	-	250 mgL ⁻¹	10 mgL ⁻¹	1 mgL ⁻¹	-	0,3 mgL ⁻¹	-	Ausência	-	-	1000 mgL ⁻¹	-
Portaria de C. n.º 5/2017	500 mgL ⁻¹	250 mgL ⁻¹	10 mgL ⁻¹	1 mgL ⁻¹	1,5 mgL ⁻¹	0,3 mgL ⁻¹	Ausência	-	6,0 e 9,5	5,0 UNT	1000 mgL ⁻¹	-

Legenda: Dureza – Dureza Total; Cl – Cloreto; NO₃ – Nitrato; NO₂ – Nitrito; NH₃ – Amônia; Fe – Ferro; C. Totais – Coliformes Totais; C. Termo – Coliformes Termotolerantes; pH – Potencial Hidrogeniônico; NTU – Turbidez; SDT – Sólidos Totais; Sal – Salinidade.

Nota:(-) Parâmetros que não estão determinados na Conama n.º 396 e Portaria de Consolidação n.º 5.

Tabela 2 – Classes de uso do solo e número de fossas presentes na área de contribuição num raio de 100m de cada um dos poços analisados na Vila Histórica de Caraíva

Poço	Fossas	Praia (km ²)	Área Edificada (km ²)	Vegetação (km ²)	Área não edificada (km ²)	Oceano (km ²)	Lagoa (km ²)	Rio (km ²)
P1	47	0.00018	0.02596	0.00528	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
P2	47	0.00000	0.02036	0.01106	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
P3	24	0.00030	0.01828	0.00001	0.01284	0.00000	0.00000	0.00000
P4	33	0.00220	0.02111	0.00811	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
P5	30	0.00407	0.01347	0.00997	0.00000	0.00391	0.00000	0.00000
P6	50	0.00141	0.01896	0.01105	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
P7	39	0.00000	0.02547	0.00594	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
P8	10	0.00000	0.01283	0.00944	0.00914	0.00000	0.00000	0.00000
P9	41	0.00000	0.01751	0.01175	0.00000	0.00000	0.00130	0.00087
P10	9	0.00000	0.00851	0.01575	0.00114	0.00000	0.00000	0.00602
P11	41	0.00000	0.01614	0.01420	0.00000	0.00000	0.00108	0.00000
P12	39	0.00000	0.01307	0.01521	0.00000	0.00000	0.00000	0.00314
P13	9	0.00000	0.01031	0.01956	0.00155	0.00000	0.00000	0.00000
P14	47	0.00000	0.01528	0.01579	0.00000	0.00000	0.00035	0.00000
P15	34	0.00000	0.01616	0.01359	0.00037	0.00000	0.00130	0.00000
P16	14	0.00000	0.01296	0.01600	0.00246	0.00000	0.00000	0.00000
P17	9	0.00000	0.00563	0.02483	0.00096	0.00000	0.00000	0.00000
P18	7	0.00000	0.01593	0.00500	0.01049	0.00000	0.00000	0.00000
P19	47	0.00124	0.02455	0.00517	0.00046	0.00000	0.00000	0.00000
P20	32	0.00000	0.02316	0.00826	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
P21	9	0.00000	0.01469	0.01046	0.00627	0.00000	0.00000	0.00000
P22	0	0.00000	0.00000	0.00000	0.03142	0.00000	0.00000	0.00000
P23	26	0.00000	0.02085	0.01027	0.00000	0.00000	0.00030	0.00000
P24	22	0.00000	0.02006	0.00256	0.00879	0.00000	0.00000	0.00000

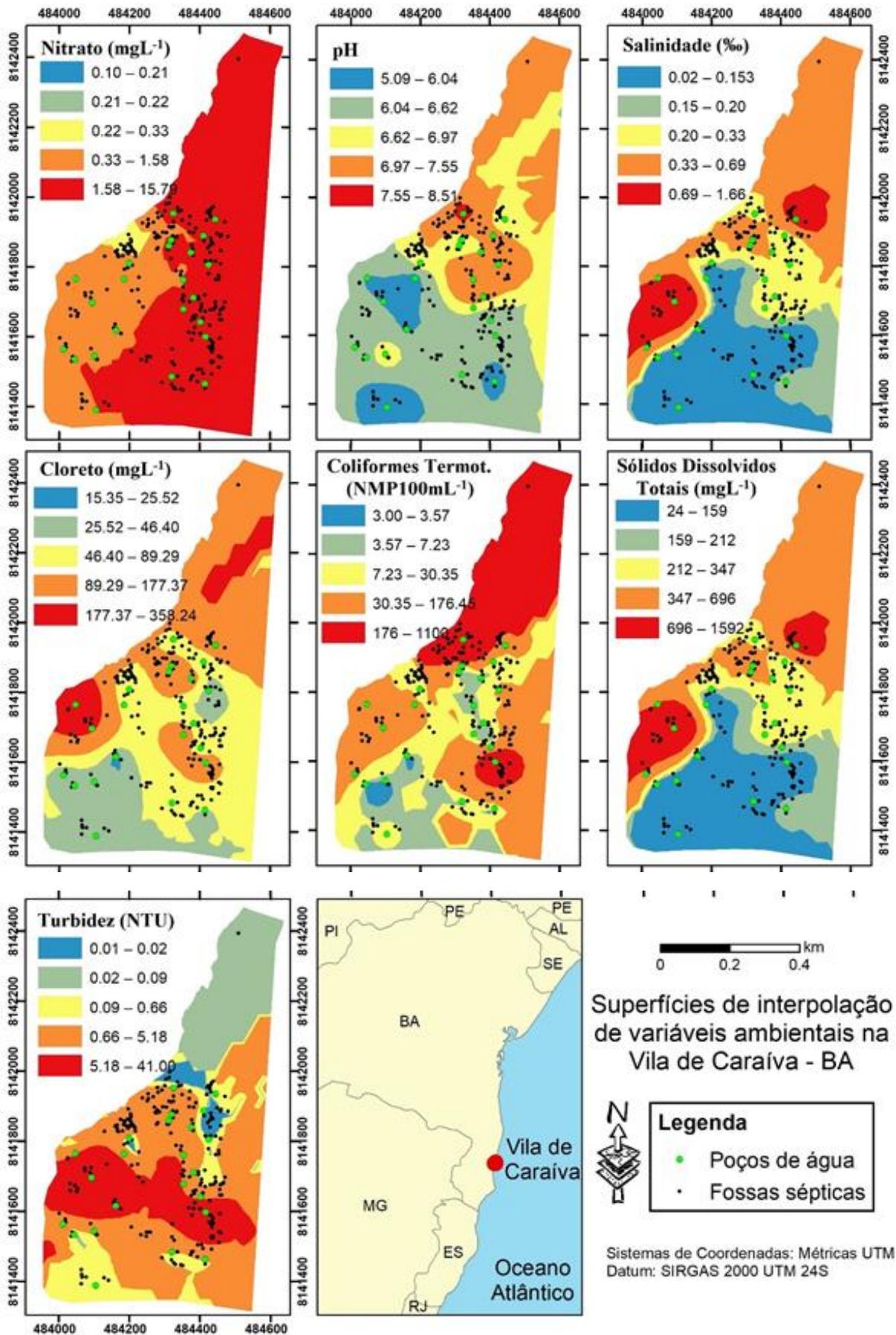
Comparando os poços que apresentaram contaminação nessa campanha e os poços analisados pela Hidroexplorer, em 2015 e 2018, tem-se que, dos 24 poços analisados, 9 apresentaram contaminação em ambas as análises, apresentando maiores valores de contaminação agora, 2 apresentaram contaminação apenas nessa análise e 4 apresentaram contaminação apenas na análise da Hidroexplorer. No entanto, cabe ressaltar que, de acordo com informações fornecidas pelos proprietários dos 4 poços que apresentaram contaminação apenas na análise da Hidroexplorer, após essa constatação em 2015 e 2018 esses foram refeitos, aumentando significativamente a profundidade, justificando então a diferença nos resultados.

Quanto aos 2 novos poços contaminados e o aumento nos valores de contaminação, tais fatos corroboram o determinado pela Hidroexplorer (2018), de que devido ao esgotamento sanitário inadequado, ao crescimento exacerbado e a superlotação sazonal, o lençol freático Vila Histórica de Caraíva encontra-se cada vez mais contaminado.

Cabe ressaltar que, de acordo com Scopel, Sousa e Martins (2013) e Franco et al. (2015), as zonas costeiras, semelhantes a Vila Histórica de Caraíva, devido ao solo arenoso apresentam altas taxas de percolação, variando entre 40 e 70 mmh⁻¹, o que faz com que regiões como essa tenham uma alta vulnerabilidade à contaminação do aquífero. Diante do exposto e de acordo com Lauthartte, et al. (2016) e Mazhar; Hamid e Afzal (2019), é de suma importância a conscientização tanto do governo quanto da comunidade de que os efluentes lançados em fossas negras ou sépticas podem ser lixiviados com uma relativa facilidade ao lençol freático, que os coliformes totais e termotolerantes são indicativos dessa contaminação e que as doenças causadas por essas bactérias podem causar diarreias, cólicas, náuseas, dores de cabeça e diversos outros sintomas, apresentando então um risco à saúde da população. Vale lembrar também que, uma vez que a água está contaminada, mesmo sendo utilizada apenas para atividades domésticas e para tomar banho, está ainda se apresenta como um forte potencial de contaminação da população (GRZYBOWSKI; LENCZEWSKI; OO, 2019).

Devido à vulnerabilidade à contaminação da água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva, foram constatados além de coliformes totais e coliformes termotolerantes valores em discrepância com o preconizado nas legislações para nitrato, pH, cloretos, sólidos dissolvidos totais e turbidez, estando as maiores concentrações desses parâmetros localizadas próximo ao rio Caraíva e ao mar, que de acordo com Hidroexplorer (2018) são as áreas mais baixas da vila e que apresentam uma alta vulnerabilidade a contaminação devido a profundidade do lençol. Tal cenário pode ser confirmado com as distribuições espacial das concentrações desses parâmetros, cujas maiores concentrações foram encontradas nas áreas mais baixas (Figura 3).

Figura 3 – Superfície interpolada da distribuição espacial das concentrações de Nitrato, pH, Salinidade, Cloreto, Coliformes Termotolerantes, Sólidos Dissolvidos Totais e Turbidez na água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva em 30 de junho de 2019



Além dos Coliformes foram encontrados outros parâmetros na água subterrânea Vila Histórica de Caraíva que também estão diretamente relacionados a contaminação do lençol por efluentes domésticos, sendo eles o nitrato e o pH. A presença de tais parâmetros está relacionada a utilização de defensivos agrícolas e a contaminação por efluentes domésticos, no entanto, como a Vila Histórica de Caraíva não há atividade agrícolas, acredita-se que estes estão relacionados a ausência de um sistema de esgotamento sanitário adequado e a alta densidade de fossas, apresentada na Tabela 2 e no ANEXO A. Valores elevados de nitrato foram encontrados nos poços P6 (15,79 mgL⁻¹), P18 (8,71 mgL⁻¹) e P23 (12,33 mgL⁻¹), estando, de acordo com Braga et al. (2018) e Grzybowski, Lenczewski e Oo (2019), associado a proximidade de fossas sépticas ou negras aos poços. Tal fato pode ser confirmado na Figura 3, onde de acordo com a distribuição espacial do nitrato, as maiores concentrações estão localizadas onde há um maior número de fossas e maior vulnerabilidade do lençol. Reforçando essa informação, Lauthartte et al. (2016) e Mazhar; Hamid e Afzal (2019) afirmam que, além do indicativo de contaminação do aquífero por esgoto doméstico, tal fato indica também a possibilidade de poços construídos de forma precária e/ou poços abandonados, que se tornam portas de entrada de contaminação do lençol superficial para o freático. Cenário similar ao da Vila Histórica de Caraíva foi observado por Marques et al. (2019), onde com o objetivo de avaliar a evolução espacial e temporal da contaminação por nitrato no aquífero urbano de Urânia, em São Paulo, foram constatados valores variando entre 50 e 100 mgL⁻¹, estando diretamente relacionados a alta densidade de fossas ao redor dos poços e a situação precária das redes de esgotamento sanitário, devido à ausência de manutenções.

Os valores de pH variaram entre 5,09 e 8,51, o que de acordo com Silva, Barbosa e Silva (2018), possivelmente está relacionado as características geológicas do meio em que as águas percolam e as atividades antrópicas realizadas na região. De acordo com os mesmos autores a relação entre pH e a possibilidade de contaminação do lençol se justificada pela dinâmica dos aquíferos livres, visto que estes possuem influência direta das precipitações pluviométricas que proporcionam a percolação de contaminantes em solo arenoso. Arelado a isso e devido ao clima tropical dessa região, a degradação da matéria orgânica lixiviada é mais intensa na fase anaeróbica, favorecendo a produção de ácidos orgânicos e, por conseguinte pH mais ácido. Já a influência das características geológicas nos valores de pH se justifica pelo fato da região de Caraíva fazer parte do aquífero barreiras, onde de acordo com Oliveira, Negrão e Silva (2007), Bastos (2013) e Dourado et al. (2018) valores reduzidos de pH são comuns, sendo está uma de suas principais características. Corroborando essa informação e analisando a distribuição espacial das concentrações do pH observa-se que estas estão localizadas nas partes mais baixas,

o que reforça a possibilidade de contaminação do aquífero a partir das atividades antrópicas realizadas na região (Figura 3).

Outro parâmetro que de acordo com Celino et al. (2014) também está diretamente relacionado a composição do solo da região é ferro, sendo encontrados valores elevados desse parâmetro na grande maioria das amostras analisadas, na forma de hidróxido ferroso ($\text{Fe}(\text{OH})_2$), variando entre 0,68 e 27,27 mgL^{-1} . Dentre os poços que apresentaram valores elevados de ferro está o poço localizado em Barra velha, cuja finalidade é abastecer a toda comunidade. De acordo com o mesmo autor, isso se deve principalmente ao fato do solo do aquífero Barreiras ser composto por sedimentos de origem continental, com minerais que podem liberar ferro em solução. Cenário similar a esse foi observado por Freddo Filho (2018), que em seu estudo, com o objetivo de analisar a qualidade das águas subterrâneas rasas no Pará, foram encontrados também elevados valores de ferro, variando entre 0,0 e 12,0 mgL^{-1} , estando estes também associados as características do aquífero barreiras. Cabe ressaltar que, o alto teor de ferro nas águas subterrâneas destinadas ao consumo humano pode ser um fator preocupante, uma vez que este causa danos à saúde humana, confere à água um sabor amargo e uma coloração amarelada e turva, além de causar manchas em instalações sanitárias, em roupas e obstruir tubulações (FREDDO FILHO, 2018).

Paralela a presença de ferro na água subterrânea, foram encontrados valores elevados de turbidez, variando entre 6,10 e 41,00 NTU, sendo o valor máximo permitido de 5,0 NTU. De acordo Mendonça et al. (2019), as águas subterrâneas, em sua grande maioria, não apresentam problemas devido ao excesso de turbidez, exceto em ambientes que apresentem águas ricas em íons Fe, que como consequência podem apresentar uma elevação nos valores de turbidez, principalmente quando a água entra em contato com o oxigênio do ar. Corroborando essa afirmação, destaca-se que nos pontos de amostragem que apresentaram maiores valores de turbidez, a água apresentou também uma coloração alaranjada. Analisando a distribuição espacial das concentrações de turbidez (Figura 3), observa-se que estas estão distribuídas ao longo da área de toda a vila, o que reforça a ideia de que essa turbidez está relacionada a presença de ferro e ao fato do solo dessa região pertencer ao grupo barreiras, o que consequentemente contribui para os valores de turbidez encontrados.

Outro parâmetro que também apresentou valor acima do legislado foi o Cloreto no P19, onde o valor apresentado foi de 358,25 mgL^{-1} e o limite máximo permitido é de 250 mgL^{-1} . Além desse ponto, apesar de não terem ultrapassado o valor máximo permitido, os pontos P4 (139,26 mgL^{-1}), P10 (130,71 mgL^{-1}), P11 (114,56 mgL^{-1}), P12 (196,24 mgL^{-1}), P14 (159,30 mgL^{-1}), P23 (183,44 mgL^{-1}) e P24 (143,36 mgL^{-1}) também apresentaram valores elevados de

cloreto. De acordo com Von Sperling (2014), Braga et al. (2018) e Santos, Vasconcelos e Santos (2019), tal fato pode estar atrelado a fatores naturais e antrópicos, dentre eles a mistura recente ou remota de efluentes domésticos, a dissolução de minerais do solo e a intrusão de águas salinas.

Ratificando os valores de Cloreto, que como mencionado, estão associados também à intrusão de águas salinas, temos os valores de salinidade, que apesar das legislações utilizadas não determinarem limites para esse parâmetro, foram encontrados nas amostras valores de salinidade variando entre 0,02 ‰ e 1,66 ‰, o que de acordo com o determinado na Resolução Conama n.º 357 de 2015, indicam que a água dos poços se enquadra como doce (com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰) e salobra (com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰) (CONAMA, 2005). Cabe destacar que, em sua grande maioria, os poços que apresentaram maior valor de salinidade e de cloreto estão mais próximos do rio e do mar e que a amostragem desses poços ocorreu durante o período de maré alta, o que justifica a possibilidade de intrusão de águas salinas no aquífero.

Outro parâmetro que também está diretamente relacionado a possibilidade de intrusão salina é o SDT, que apresentou valores variando entre 24,0 e 1592,0 mgL⁻¹, sendo que o valor máximo permitido é de 1000 mgL⁻¹. De acordo com Cruz (2015), este cenário se justifica pelo fato de que quanto maior os valores de cátions e ânions presentes na água, maior será o volume de SDT. Cabe ressaltar que de acordo com o mesmo autor, as águas subterrâneas, em sua grande maioria, não apresentam elevadas concentrações de sólidos, o que corrobora a hipótese de da sua relação com a intrusão de águas salinas no aquífero. Ratificando a hipótese da relação entre intrusão salina e os valores de cloreto e SDT, tem-se o fato de as distribuições espaciais das concentrações desses parâmetros apresentarem o mesmo comportamento, o que reforça essa relação (Figura 4).

Cabe ressaltar que, como apresentado na Figura 2, na região da Vila Histórica de Caraíva os meses entre outubro e abril são caracterizados como período chuvoso, o que de acordo com Jiang et al. (2018) intensifica o processo de infiltração de materiais lançados no solo, o que pode ter contribuído para concentrações elevadas de alguns parâmetros encontrados na água subterrânea.

Quanto a análise de correlação entre a qualidade da água dos poços e as diferentes classes de usos e ocupação do solo na área de influência dos poços, em um raio de 100m, apresentada na Tabela 3, de acordo com as correlações de Spearman e Pearson (após teste de normalidade dos dados), mostraram-se significativas a 5% de probabilidade.

Tabela 3 – Resultados da análise de correlação entre a qualidade da água e as classes de uso e ocupação do solo das áreas de influência dos 24 poços analisados na Vila Histórica de Caraíva

Parâmetros	Pearson (r)			Spearman (p)				
	Fossas	Área Edificada	Vegetação	Área não Edificada	Oceano	Lagoa	Rio	Praia
Dureza	-0.002	-0.216	0.257	-0.126	0.384	-0.060	0.039	0.389
Cl	0.254	0.110	0.211	-0.282	0.414	0.101	0.182	-0.073
NO₃⁻	0.115	0.109	-0.037	-0.049	0.317	-0.218	-0.311	0.435
NO₂⁻	0.244	0.145	-0.026	-0.158	0.286	0.177	-0.260	0.440
NH₃	-0.061	-0.153	0.267	-0.017	0.347	0.403	-0.147	-0.116
Fe	0.254	0.188	0.143	-0.286	-0.256	0.194	0.242	-0.234
C. Totais	0.731	-0.098	0.185	-0.050	0.206	-0.176	0.241	0.274
C. Termo	0.625	-0.088	0.174	-0.054	0.222	-0.168	0.251	0.283
pH	0.143	-0.089	-0.088	0.148	-0.024	-0.037	0.006	0.062
NTU	-0.172	-0.217	-0.002	0.212	0.148	-0.075	-0.155	0.021
SDT	0.196	-0.160	0.161	-0.059	0.316	0.074	0.201	-0.039
Sal	0.186	-0.169	0.169	-0.160	0.517	0.091	0.218	-0.047

Legenda: Dureza – Dureza Total; Cl – Cloreto; NO₃⁻ – Nitrato; NO₂⁻ – Nitrito; NH₃ – Amônia; Fe – Ferro; C. Totais – Coliformes Totais; C. Termo – Coliformes Termotolerantes; pH – Potencial Hidrogeniônico; NTU – Turbidez; SDT – Sólidos Totais; Sal – Salinidade.

Analisando as correlações apresentadas na Tabela 3 observa-se que os coliformes totais e termotolerante se correlacionaram positivamente com a classe de fossas, o que já era esperado, uma vez que de acordo com Ayach et al. (2009) e Grzybowski, Lenczewski e Oo (2019) o sistema de esgotamento sanitário inadequado é a principal fonte de contaminação das águas subterrâneas. Já a classe oceano se relacionou positivamente com o cloreto e a salinidade, o que também já era esperado uma vez que a presença de tais parâmetros esta diretamente relacionada a possibilidade de intrusão salina no lençol freático.

Correlação positiva também foi observada entre a classe praia, que representa a faixa de areia, e o nitrito e o nitrato, assim como a classe lagoa se correlacionou com a amônia, o que acredita-se estar relacionado ao fato de que essas são as áreas mais baixas da vila e que consequentemente apresentam uma alta vulnerabilidade a contaminação devido a profundidade do lençol (HIDROEXPLORE, 2018).

Diante desse cenário, cabe ressaltar que vários estudos vêm destacando a influência das atividades humanas em águas subterrâneas, e que esta é claramente refletida nos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água, o que justifica o cenário de correlação observado (LAUTHARTTE et al., 2016; MATTOS et al., 2018; SILVA; BARBOSA; SILVA, 2018; JIANG et al., 2018; MAZHAR; HAMID; AFZAL, 2019; GRZYBOWSKI; LENCZEWSKI; OO, 2019).

4. CONCLUSÃO

Com base nos resultados da análise da qualidade da água, da distribuição espacial das concentrações dos parâmetro e da análise de correlação entre a qualidade da água e os usos e

ocupações do solo na área de influência dos poços, conclui-se que dos 24 poços analisados na Vila Histórica de Caraíva 14 encontram-se com a água subterrânea com valores inadequado de nitrato, cloreto, pH, coliformes totais e termotolerantes, SDT e turbidez, de acordo com o preconizado na Resolução Conama n.º 396 de 2008 e na Portaria de Consolidação n.º 5 de 2017, o que as tornam inadequadas para o consumo humano. De acordo com o apresentado, tal fato sugere que essa contaminação está diretamente relacionada a ausência de um esgotamento sanitário na Vila, ao elevado número de fossas na área de contribuição dos poços, o que faz com que as águas subterrâneas rasas sejam continuamente contaminadas pelos efluentes sanitários lançados em fossas sépticas inadequadas ou negras, a possibilidade de intrusão salina no lençol e a características do solo da região.

Diante disso sugere-se que a água disponibilizada pela prefeitura, oriunda do poço localizado na Aldeia Barra Velha, seja filtrada antes de disponibilizada para a comunidade, em virtude do alto valor de ferro apresentado, em discrepância com o preconizado nas legislações para água destinada ao consumo humano, uma vez que este pode causar danos à saúde humana, conferir à água um sabor amargo e uma coloração amarelada e turva, além de causar manchas em instalações sanitárias, em roupas e obstruir tubulações. Quanto a água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva, sugere-se que esta comece a ser utilizada também após um tratamento preliminar, como filtração e cloração, reduzindo assim a ocorrência de surtos associados a doenças de veiculação hídrica. No entanto essas ações são uma medida paliativa, sendo imprescindível ações por parte do poder público e da comunidade que visem adequar o sistema de esgotamento sanitário da Vila, visto que atualmente nem todas as alternativas de tratamento descentralizada de efluentes que são utilizadas são adequadas para a região. Dentre as alternativas de esgotamento sanitário individuais pode-se destacar os Sistemas Alagados Construídos, Círculo de Bananeira, Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, Fossas Verdes, Fossa Séptica Biodigestora, Tanque Séptico, Filtro de Areia, Filtro Anaeróbio, Vermifiltro, Biodigestor e Reator Anaeróbio Compartimentado.

Já como medidas de mitigação e melhoria da qualidade da água, que visem solucionar o problema encontrado, sugere-se que sejam tomadas ações que visem frear as contaminações da água subterrânea, tais como: inicialmente, a implantação de políticas públicas municipais voltadas ao tratamento correto de esgoto, em sinergia com práticas de educação ambiental e saúde, coleta e descarte de resíduos em local e condições de manutenção apropriadas.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 1999.

AMORIM, J. R. A. de; CRUZ, M. A. S.; RESENDE, R. D. Qualidade da água subterrânea para irrigação na bacia hidrográfica do Rio Piauí, em Sergipe. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8, p. 804-811, 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA. **Hidroweb – Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 28 abr. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **GUIA Nº 19 /2019 – Versão 1: Coleta, acondicionamento, transporte, recepção e destinação de amostras para análises laboratoriais no âmbito do Sistema Nacional de Vigilância Sanitária**. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12212**: Projeto de poços pra captação subterrânea. Rio de Janeiro, 1992a.

_____. **NBR 12244**: Construção de poços para captação subterrânea. Rio de Janeiro, 1992b.

AYACH, L. R.; PINTO, A. L.; CAPPI, N.; GUIMARÃES, S. T. de L. Contaminação das águas subterrâneas por coliformes: um estudo da cidade de Anastácio-MS. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 4, n. 1, p. 5-26, 2009.

BAGNARA, D; PRIETTO. P. D. M.; TIMBOLA, R. de S. Aplicação da krigagem ordinária na modelagem do pH e da dureza da água subterrânea na área central de Passo Fundo – RS. **Revista Teoria e Prática na Engenharia Civil**, n. 20, p. 15-22, 2012.

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

BASTOS, M. L. **Caracterização da qualidade da água subterrânea – estudo de caso no município de Cruz das Almas – Bahia**. 2013. 78 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2013.

BRAGA, E. S.; FREITAS, C. B. F. B.; MENDES, L. S. A. dos S.; AQUINO, M. D. de. Avaliação da qualidade de águas subterrâneas localizadas no litoral, serra e sertão do Estado do Ceará destinadas ao consumo humano. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 1, p. 17-24, 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação n.º 5**, de 28 de setembro de 2017. Brasília, DF, 28 de set. de 2017.

_____. Ministério do Desenvolvimento Regional e Secretaria Nacional de Saneamento. **24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. Brasília, DF, dez. de 2019.

CONSELHO COMUNITÁRIO E AMBIENTAL DE CARAÍVA. **Plano diretor de Caraíva**. Disponível em: < <https://www.cca-caraiva.com/plano-diretos-de-caraiva-2017>> Acesso em: 13 de jun. 2019.

_____. **Breve Histórico**. Disponível em: < <https://caraiva.com.br/breve-historico-sobre-caraiva/>>. Acesso em: 13 de jun. 2019.

CELINO, J. J.; HADLICH, G. M.; QUEIROZ, A. F. de S.; OLIVEIRA, O. M. C. de. **Avaliação de Ambientes Costeiros da Região Sul da Bahia**. 1. ed. Salvador: EDUFBA, 2014.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília: CETESB; ANA, 2011.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução Conama n.º 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2005.

_____. **Resolução Conama n.º 396, de 03 de abril de 2008**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2008.

CRUZ, A. V. da. **Qualidade das águas subterrâneas das regiões centro e orla norte de Porto Seguro - BA**. 2015. 74 f. Monografia (Licenciatura em Química) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - IFBA, Porto Seguro, 2015.

DOURADO, A. A.; FERRAZ, L. L.; SILVA, A. R. S.; ROCHA, F. A. Qualidade físico-química e microbiológica da água em reservatórios subterrâneos na cidade de Vitória da Conquista-BA para fins de potabilidade. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 2, 2018.

DUTTA, S.; DWIVEDI, A.; KUMAR, M. S. Use of water quality index and multivariate statistical techniques for the assessment of spatial variations in water quality of a small river. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 718, 2018.

FERREIRA, M. C. F.; ANDRADE, L. M. S. de.; MENEZES, P. D. R. de. Território Terrestre e Tradicional da RESEX Marinha do Corumbau: estudo sobre padrões espaciais na Vila de Caraíva. In: Simpósio Brasileiro de Gestão Urbana, 2., 2018, São Paulo. **Anais...SÃO Paulo: UNESP**, 2018.

FRANCO, G. B.; SILVA, D. D. da; MARQUES, E. A. G.; CHAGAS, C. da S.; GOMES, R. L. Análise da vulnerabilidade à contaminação do aquífero freático e da taxa de infiltração do solo da bacia do rio Almada e área costeira adjacente – BA. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 08, n. 03, p. 705-720, 2015.

FREDDO FILHO, V. J. **Qualidade das águas subterrâneas rasas do Aquífero barreiras: estudo de caso em Benevides – PA**. 2018. 113 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos)-Universidade Federal do Pará, 2018.

GRZYBOWSKI, M.; LENCZEWSKI, M. E.; OO, Y. Y. Water quality and physical hydrogeology of the Amarapura township, Mandalay, Myanmar. **Hydrogeology Journal**, v. 27, p. 1497–1513, 2019.

HIDROEXPLORER. **Hidrogeologia, abastecimento de água, contaminação das águas subterrâneas, com propostas para melhorias sanitárias, da histórica Vila de Caraíva, Porto Seguro, Bahia**. Salvador, 2018. Disponível em: < <https://www.cca-caraiva.com/aguas>>. Acesso em: 13 jun. 2019.

HIRATA, R.; REBOUÇAS, A. La protección de los recursos hídricos subterráneos: una visión integrada, basada en perímetros de protección de pozos y vulnerabilidad de acuíferos. **Boletín Geológico y Minero**, v. 110, n. 4, p. 423-436, 1999.

JIANG, Y.; CAO, M.; YUAN, D.; ZHANG, Y; HE, Q. Hydrogeological characterization and environmental effects of the deteriorating urban karst groundwater in a karst trough valley: Nanshan, SW China. **Hydrogeology Journal**, v. 26, p. 1487–1497, 2018.

LAUTHARTTE, L. C.; HOLANDA, I. B. B. de; LUZ, C. C.; MUSSY, M. H.; PANSINI, S.; MANZATTO, A. G.; YAMASHITA, M.; BASTOS, W. R. Avaliação da qualidade da água subterrânea para consumo humano: estudo de caso no distrito de Jaci-Paraná, Porto Velho – RO. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 30, n. 2, p. 246-260, 2016.

MARQUES, C. H. G.; TERADE, R.; GALVÃO, P.; HIRATA, R. Evolução espacial e temporal da contaminação por nitrato no aquífero urbano de Urânia (SP). **Revista Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 258-269, 2019.

MATTOS, J. B.; CRUZ, M. J. M.; PAULA, F. C. F. de; SALES, E. F. Natural and anthropic processes controlling groundwater hydrogeochemistry in a tourist destination in northeastern Brazil. **Environ Monit Assess**, v. 190, n. 395, 2018.

MAZHAR, I.; HAMID, A.; AFZAL, S. Groundwater quality assessment and human health risks in Gujranwala District, Pakistan. **Environmental Earth Sciences**, Alemanha, v. 78, p. 634, 2019.

MENDONÇA, F. C.; ALMEIDA, R. S.; OLIVEIRA, D. F. de; SANTOS, A. G. Avaliação da qualidade de água para consumo humano em fonte subterrânea na região do recôncavo da Bahia. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 4, 2019.

MENEZES, J. P. C. de; BERTOSSI, A. P. A.; SANTOS, A. R.; NEVES, M. A. Correlação entre uso da terra e qualidade da água subterrânea. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 173-186, 2014.

MINERVINO NETO, A. **Modificações da zona costeira do Extremo Sul da Bahia nos últimos 150 anos, e sua relação com a sedimentação do banco de abrolhos**. 2008. 201 f. Tese (Doutor em Geologia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2008.

NOLAN, B. T.; HITT, K. J.; RUDDY, B. C. Probability of Nitrate Contamination of Recently Recharged Groundwaters in the Conterminous United States. **Environmental Science & Technology**, v. 36, n. 10, p. 2138-2145, 2002.

OLIVEIRA, I. B. de; NEGRÃO, F. I.; SILVA, A. G. L. S. Mapeamento dos aquíferos do estado da Bahia utilizando o Índice de Qualidade Natural das Águas Subterrâneas – IQNAS. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 21, n. 1, p. 123-137, 2007.

PEIXOTO, F. da S.; CAVALCANTE, I. N. Vulnerabilidade aquífera e risco de contaminação da água subterrânea em meio urbano. **Revista do Instituto de Geociências - USP**, v. 19, n. 2, p. 29-40, 2019.

PIAZZA, G. A.; GROTT, S. C.; GOULART, J. A. G.; KAUFMANN, V. Caracterização espaço-temporal da qualidade das águas superficiais dos mananciais de abastecimento de Blumenau/SC. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 14, n. 8, 2017.

SANTOS, S. L. F.; VASCONCELOS, L. L. de; SANTOS, R. N. dos. Qualidade físico-química e microbiológica da água para o consumo em residências de um município do Sertão Central. **Revista Expressão Católica Saúde**, v. 4, n. 1, 2019.

SCOPEL, I.; SOUSA, M. S.; MARTINS, A. P. Infiltração de água e potencial de uso de solos muito arenosos nos cerrados (savanas) do Brasil. **Boletim Goiano de Geografia**, Goiás, v. 33, n. 2, p. 45-61, 2013.

SILVA, A. A. S. **Parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água destinada ao consumo humano em Iraquara-BA**. 2018. 29 f. Monografia (Gestão de Recursos Hídricos, Ambientais e Energéticos.) – Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira, São Francisco do Conde, 2018.

SILVA, L. P. da; BARBOSA, J. P.; SILVA, G. A. da. Análise exploratória de dados da qualidade da água de poços amazonas na cidade de Macapá, Amapá, Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 1, p. 43-51, 2018.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) - a case study. **Water Research**, v. 38, p. 3980–3992, 2004.

SINGH, K. V.; SINGH, A. L. Assessment of groundwater quality of Ballia district, Uttar Pradesh, India, with reference to arsenic contamination using multivariate statistical analysis. **Applied Water Science**, v. 8, p. 95, 2018.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Porto Seguro – Bahia**. Porto Seguro, p. 70, 2014.

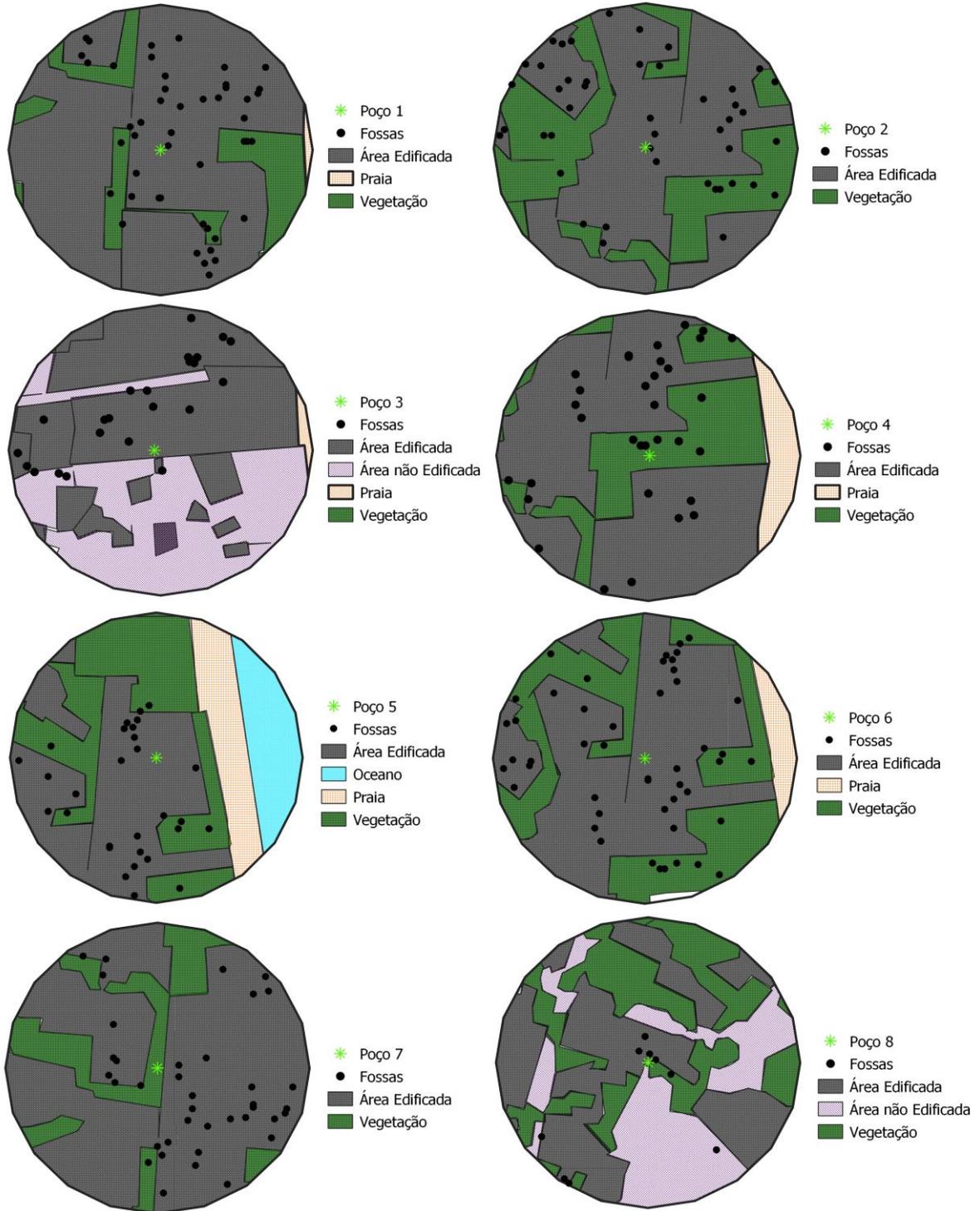
SOUZA, J. C. S. de. Captação de Água Subterrânea. In: TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. 4. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2013.

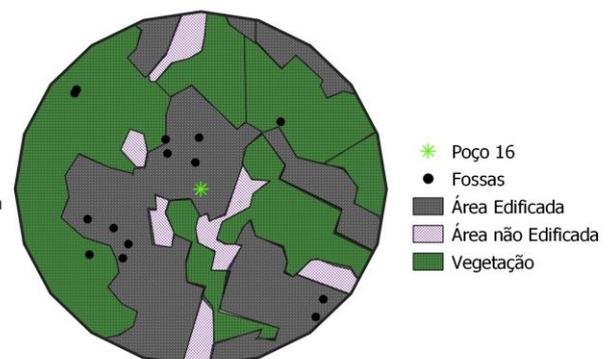
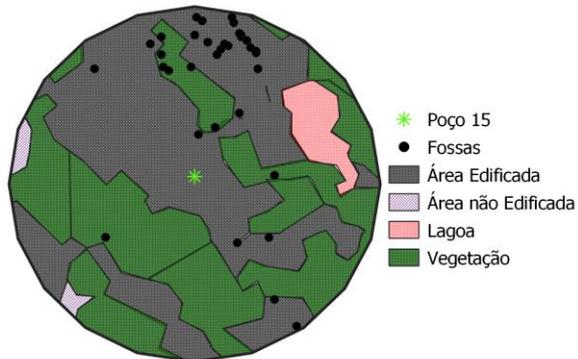
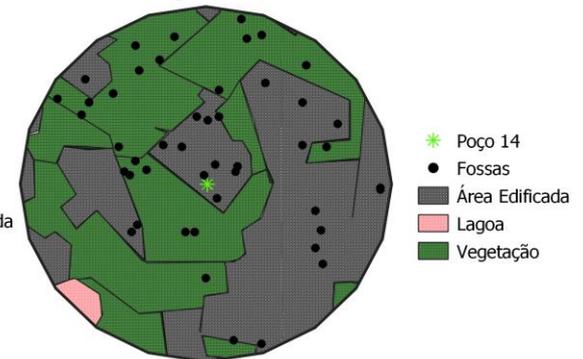
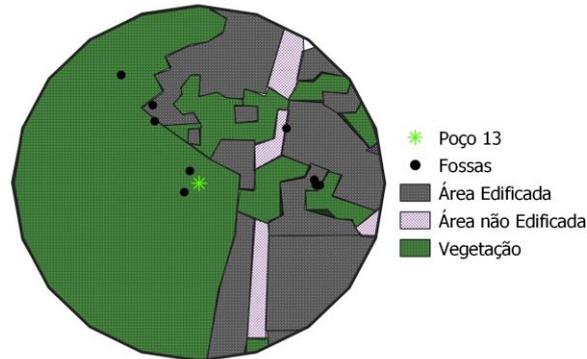
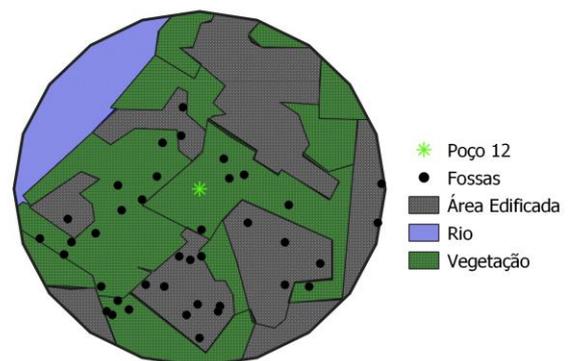
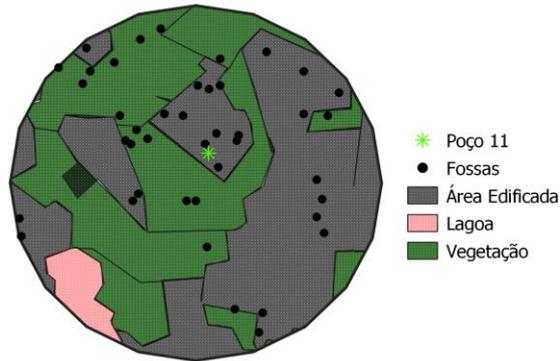
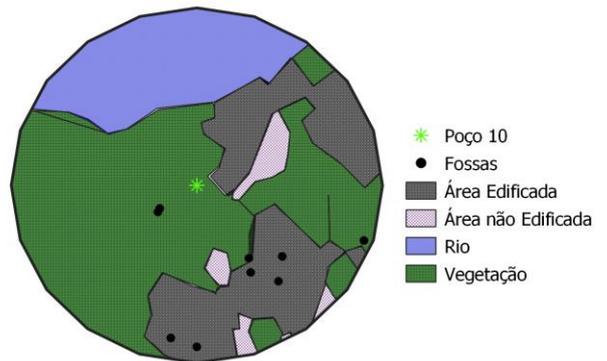
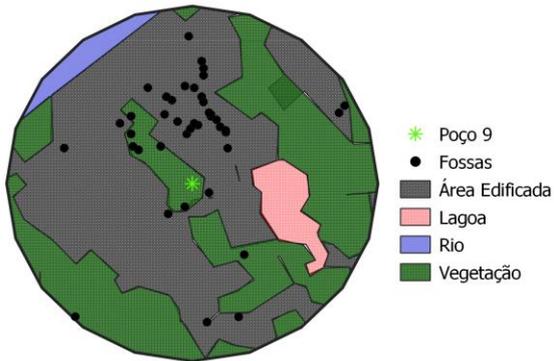
SQUILLACE, P. J.; SCOTT, J. C.; MORAN, M. J.; NOLAN, B. T.; KOLPIN, D. W. VOCs, Pesticides, Nitrate, and Their Mixtures in Groundwater Used for Drinking Water in the United States. **Environmental Science & Technology**, v. 36, n. 9, p. 1923-1930, 2002.

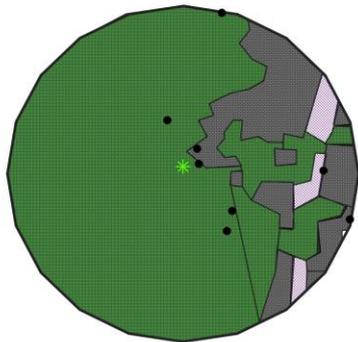
TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. 4. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014.

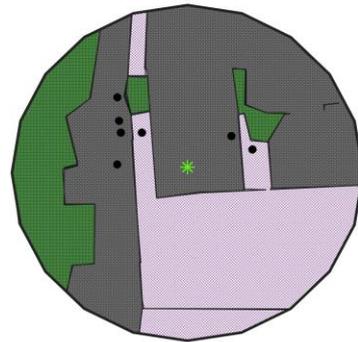
APÊNDICE A – FOTOINTERPRETAÇÃO DAS CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA ÁREA DE INFLUÊNCIA DOS 24 POÇOS ONDE FORAM ANALISADAS A QUALIDADE DA ÁGUA



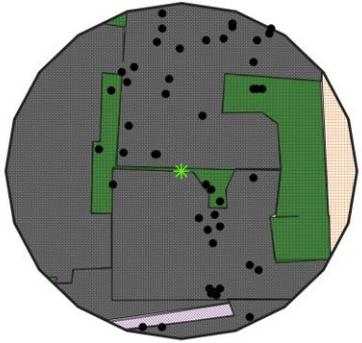




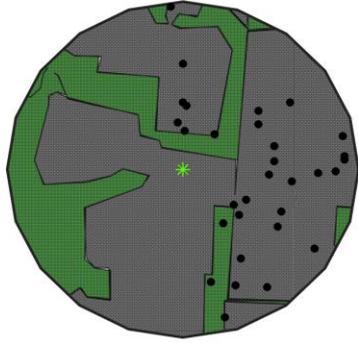
- * Poço 17
- Fossas
- Área Edificada
- Área não Edificada
- Vegetação



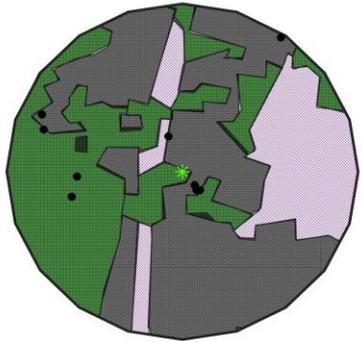
- * Poço 18
- Fossas
- Área Edificada
- Área não Edificada
- Vegetação



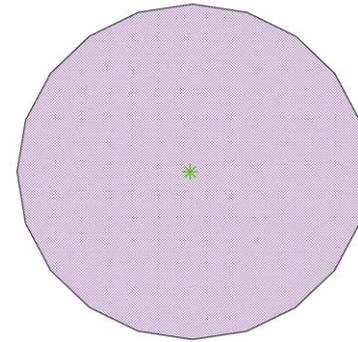
- * Poço 19
- Fossas
- Área Edificada
- Área não Edificada
- Praia
- Vegetação



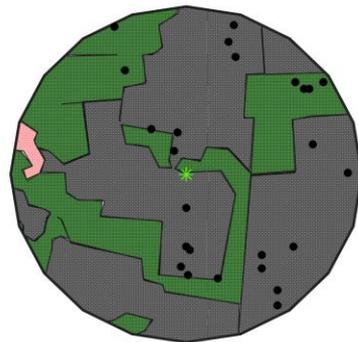
- * Poço 20
- Fossas
- Área Edificada
- Vegetação



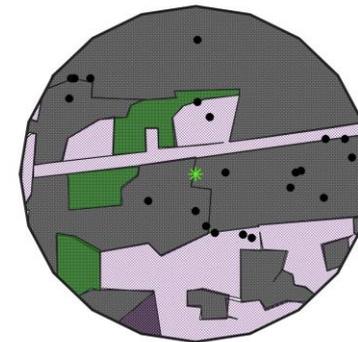
- * Poço 21
- Fossas
- Área Edificada
- Área não Edificada
- Vegetação



- * P 22
- Área não Edificada



- * Poço 23
- Fossas
- Área Edificada
- Lagoa
- Vegetação



- * Poço 24
- Fossas
- Área Edificada
- Área não Edificada
- Vegetação

DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL E SUA COMPATIBILIDADE COM OS MÚLTIPLOS USOS: ESTUDO DE CASO DO ESTUÁRIO DO RIO CARAÍVA

RESUMO

São cada vez mais notórios os impactos ambientais causados pelo homem nos ecossistemas aquáticos, e diante disso, da ausência de monitoramentos da qualidade da água no estuário do rio Caraíva e de solicitações da Comunidade de Caraíva para que estudos voltados a isso fossem realizados na região, este trabalho teve como objetivo determinar a qualidade da água do estuário do rio Caraíva e sua compatibilidade com os usos previstos. Para tanto foram selecionados seis pontos para realização de três campanhas amostrais, onde foram analisados o Potencial Hidrogeniônico (pH), Temperatura, Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Condutividade, Salinidade, Turbidez Coliformes Totais e Termotolerantes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Total, Clorofila-*a*, Amônia, Ferro, Cloreto, Fósforo Total e Dissolvido, e Sólidos Totais. Para análise dos dados foi utilizada a Resolução Conama nº. 357/2005, o Índice de Qualidade da Água (IQA), a Análise de Componentes Principais (ACP) e o Uso e Ocupação do Solo da Bacia. Dentre os resultados foram constatados valores em desacordo ao legislado para Fosforo Total (0,02 a 5,99 mgL⁻¹), Amônia (0,01 a 3,86 mgL⁻¹), Nitrato (0,05 a 1,08 mgL⁻¹), OD (2,64 a 7,85 mgL⁻¹), DBO (3,60 a 15,78 mgL⁻¹), Ferro (0,29 a 6,07 mgL⁻¹), Clorofila *a* (5,15 a 33,62 µgL⁻¹), pH (5,43 a 8,10), Nitrogênio Total (0,06 a 3,41 mgL⁻¹), o que classificou a água do estuário com uma qualidade boa e aceitável, estando relacionados principalmente as atividades antrópicas realizadas na região. Quanto a ACP, está demonstrou relação positiva entre a qualidade da água e a precipitação pluviométrica.

Palavras-chave: Ação Antropogênica. Efluentes. Degradação. Contaminação da Água. Impacto Ambiental.

DETERMINATION OF SURFACE WATER QUALITY AND ITS COMPATIBILITY WITH MULTIPLE USES: CASE STUDY OF THE RIO CARAÍVA ESTUARY

ABSTRACT

The environmental impacts caused by man in aquatic ecosystems are increasingly notorious, and in view of this, the absence of water quality monitoring in the Caraíva River estuary and requests from Caraíva for studies to be carried out in the region, this work aimed to determine the water quality of the Caraíva River estuary and its compatibility with the intended uses. For this purpose, six points were selected to carry out three sample campaigns, where the Hydrogenionic Potential (pH), Temperature, Dissolved Oxygen (OD), Total Dissolved Solids (SDT), Conductivity, Salinity, Turbidity Total and Thermotolerant Coliforms, Biochemical Demand were analyzed Oxygen (BOD), Nitrate, Nitrite, Total Nitrogen, Chlorophyll-*a*, Ammonia, Iron, Chloride, Total and Dissolved Phosphorus, and Total Solids. For data analysis, Conama Resolution no. 357/2005, the Water Quality Index (IQA), the Principal Component Analysis (ACP) and the Basin Land Use and Occupation. Among the results, values were found that do not comply with the legislation for Total Phosphorus (5.99 to 0.02 mgL⁻¹), Ammonia (0.01 to 3.86 mgL⁻¹), Nitrate (0.05 to 1.08 mgL⁻¹), OD (7.85 to 2.64 mgL⁻¹), BOD (15.78 to

3.60 mgL⁻¹), Iron (6.07 to 0.29 mgL⁻¹), Chlorophyll a (5, 15 to 33.62 mgL⁻¹), pH (8.10 to 5.43), Total Nitrogen (0.06 to 3.41 mgL⁻¹), which classified the estuary water with a good and acceptable quality, mainly related to human activities carried out in the region. As for ACP, it has demonstrated a positive relationship between water quality and rainfall.

Keywords: Anthropogenic action. Effluents. Degradation. Water pollution. Environmental impact.

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes estuarinos são ecossistemas de extraordinária produtividade e diversidade biológica, sendo considerados de grande importância devido ao fato de ser habitat natural de aves, mamíferos e peixes; ser berçário para muitas espécies de peixes e invertebrados; e ser rota de aves migratórias. A riqueza dessa região está atrela ao fato de ser um ambiente aquático que sofre influência das marés e por apresentar fortes gradientes ambientais, desde águas doces próximas a cabeceira do rio, passando por águas salobras, e de águas salinas próximo à desembocadura, proporcionando ao ambiente uma beleza e uma riqueza inigualável (PEREIRA et al., 2010; GARRISON, 2017; SCHNACK et al., 2018; BUGICA; STERBA-BOATWRIGHT; WETZ, 2020). Além disso, as regiões costeiras e estuarinas são de grande importância para o turismo e a economia local, sendo utilizadas também como vias de acesso para o continente, para atividades portuárias, para indústrias pesqueiras e para extração de areia, sendo dessa forma a sua preservação de grande importância para a economia local (PEREIRA et al., 2010; O'MULLAN et al., 2019; BUGICA; STERBA-BOATWRIGHT; WETZ, 2020).

Em virtude da importância desse ambiente, bem como dos rios e das regiões do seu entorno, o Brasil conta hoje com diversas legislações que visem assegurar o usos e ocupação dessas áreas e a utilização de seus recursos, dentre estas legislações as Leis n.º 12651 de 2012 e n.º 12727 de 2012 (BRASIL, 2012a; 2012b), as Resoluções n.º 274 de 2000, n.º 357 de 2005, n.º 396 de 2008 e n.º 430 de 2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) (CONAMA, 2000; 2005; 2008; 2011) e a Portaria de Consolidação n.º 05 de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Além disso conta também com diversos índices, dentre eles o Índice de Qualidade das Águas (IQA), que visa sintetizar as informações referentes aos ambientes aquáticos obtidas a partir dos diversos parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos, como forma de comunicar a população e orientar ações de gestão da qualidade da água e planejamento ambiental (CETESB, 2018).

Quanto ao monitoramento desses ambientes, como forma de acompanhar o atendimento ao que se encontra previsto nas legislações vigentes; as alterações na qualidade da água, decorrente de atividades antrópicas ao longo dos ambientes aquáticos; e de fornecer subsídio

para a elaboração de planos para recuperação e preservação dos ambientes aquáticos, garantindo condições adequadas para os seus múltiplos (VON SPERLING, 2014; WRUBLACK et al. 2018), o Brasil conta com a Agência Nacional de Águas (ANA), órgão responsável por monitorar os rios de domínio da união. Já os rios estaduais e as águas subterrâneas, são de responsabilidade dos Órgãos Ambientais Estaduais, no caso do rio Caraíva, localizado no território de identidade costa do descobrimento, o Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Inema), que tem entre suas atribuições o dever de fornecer a ANA dados referentes aos recursos hídricos sob sua jurisdição (ANA, 2020a).

Apesar da importância e da existência das legislações e dos órgãos ambientais que visam assegurar a sua proteção, são cada vez mais notórias agressões as regiões estuarinas, as regiões litorâneas, aos rios e as regiões ribeirinhas (SOBRINHO; ANDRADE, 2009). Em virtude disso diversos estudos vêm sendo realizados no Brasil e no mundo com o objetivo de analisar a qualidade da água dos rios, dos estuários e os usos e ocupações que são dadas as áreas ao seu redor. Dentre estes pode-se destacar estudos realizados Índia, na Nigéria, no Texas, bem como no Brasil, nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Espírito Santo e Bahia, onde com o objetivo de determinar a qualidade da água de rios e de regiões estuarinas, foram contatados cenários de degradação principalmente relacionados ao uso e ocupação do solo sem infraestrutura básica e a diversos fatores antrópicos como agricultura, lançamento de efluente doméstico e industrial e aterro sanitário (OGWUELEKA, 2015; SANTIAGO; JESUS; SANTOS, 2016; LORDÊLO; PESSOA; ORRICO, 2018; JAISWAL et al., 2019; MARQUES et al., 2019; PIRES, et al., 2020; NASCIMENTO et al., 2020; BUGICA; STERBA-BOATWRIGHT; WETZ, 2020; QUINELATO et al., 2020).

De acordo com Tsutiya (2013), Von Sperling (2014) e Piazza et al. (2017), o principal fator antrópico que influi na alteração da qualidade da água é o esgotamento sanitário inadequado, atrelado ao crescimento populacional exacerbado, a carência de saneamento básico e o uso e ocupação desordenado do solo. Corroborando essa informação, de acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o Brasil coletava e tratava, até 2018, apenas 46% do efluente gerado em seu território, sendo o restante, em sua grande maioria, destinados de forma inadequada nos rios, fossas e valas a céu aberto, sendo o cenário mais crítico encontrado em comunidades isoladas (BRASIL, 2019).

Cenário similar está ocorrendo no estuário do rio Caraíva, localizado no distrito do município de Porto Seguro, no território de identidade costa do descobrimento, onde de acordo com relatos do Conselho Comunitário e Ambiental de Caraíva (CCAC) e da Associação de Nativos de Caraíva (ANAC) e o apresentado no relatório elaborado pela Hidroexplorer (2018),

devido à ausência de saneamento básico na Vila Histórica de Caraíva, já foram constatados pontos de contaminação na água do estuário do rio Caraíva e na água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva, sendo surtos associados a doenças de veiculação hídrica constantes na região. Diante disso e a partir de solicitações por parte da comunidade para que análises de qualidade da água fossem realizadas, o objetivo desse trabalho consistiu em determinar a qualidade da água do estuário do rio Caraíva, através de análises de parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológicos, e sua compatibilidade com os usos previstos, correlacionando com o uso e ocupação do solo e com o esgotamento sanitário do distrito.

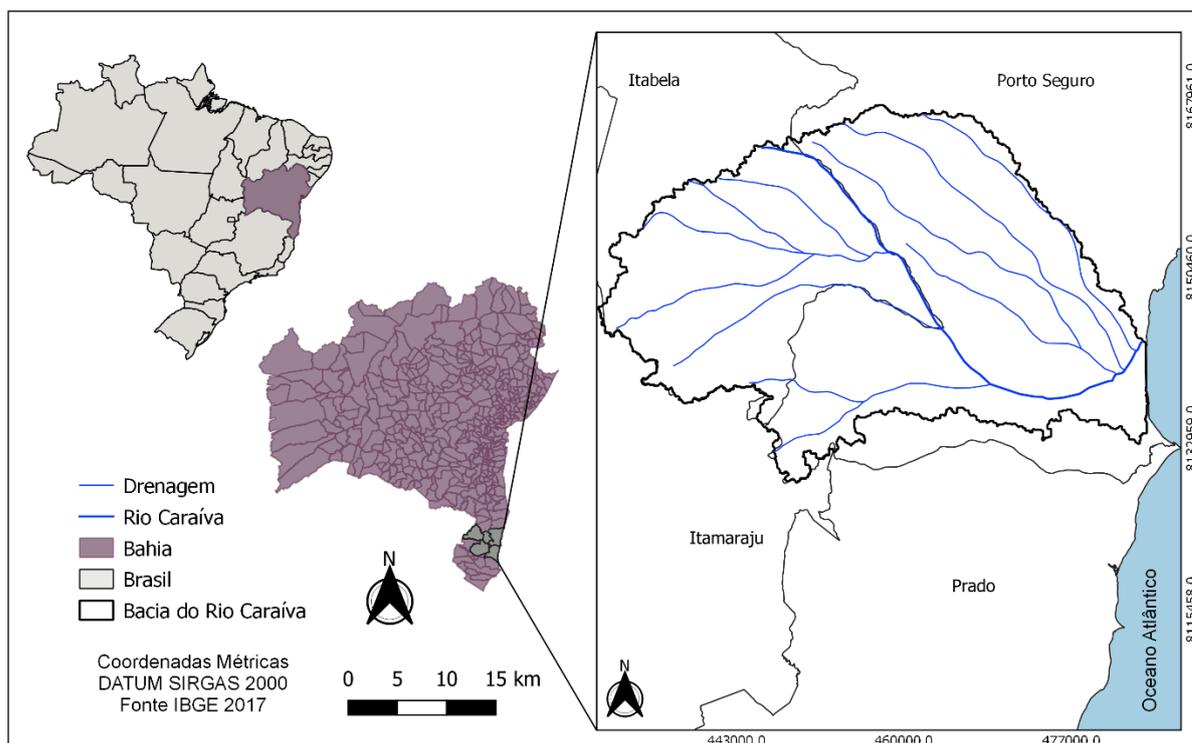
2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Caraíva está localizada no território de identidade costa do descobrimento, tendo suas nascentes situadas no município de Itabela e desembocando em Caraíva, distrito de Porto Seguro (Figura 1). Considerado um dos maiores rios de Porto Seguro, o rio Caraíva é de grande importância para pesca e turismo local, devido a abundância de peixes e sua beleza especial (PMMA, 2014; HIDROEXPLORER, 2018).

A beleza e a extraordinária produtividade e diversidade biológica dessa região, principalmente da sua porção final, está atrelada ao fato de ser uma região estuarina, ambiente aquático de transição entre o rio e o mar. Regiões como essa sofrem influência das marés e apresentam fortes gradientes ambientais, desde águas doces próximas a cabeceira do rio, passando por águas salobras, e de águas salinas próximo à desembocadura, proporcionando ao ambiente uma beleza e uma riqueza inigualável (GARRISON, 2017).

Figura 1 – Mapa da localização da bacia do rio Caraíba



Em virtude de suas importantes características ambientais, das riquezas presentes nessa região e do fato de abrigar comunidades indígenas tradicionais, o rio Caraíba e a Vila Histórica de Caraíba, localizada a margem direita do rio Caraíba, a 70 km de Porto Seguro, são protegidos por fazerem parte da Costa do Descobrimento, Patrimônio Mundial da Humanidade, da Zona de Entorno do Parque Nacional de Monte Pascoal e da Reserva Extrativista (Resex) de Corumbau. Essa região se beneficia também pelas leis que regem a proteção do Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (Iphan) e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (CCAC, 2018; CCAC, 2019), além de fazer parte de uma das 25 Unidades de Conservação (UCs) presentes no município de Porto Seguro, a Área de Proteção Ambiental (APA) Caraíba-Trancoso, criada em 14 de junho de 1993, e que compreende toda a faixa costeira entre as desembocaduras dos rios Caraíba e Trancoso (PMMA, 2014).

As características geológica e geomorfológica dessa região estão diretamente relacionadas ao fato desta fazer parte do Grupo Barreiras sendo constituída de tabuleiros costeiros com sedimentos arenoargilosos, de permeabilidade moderada, e por planícies costeiras de composição arenosa, com alta permeabilidade (MINERVINO NETO, 2008; FERREIRA, ANDRADE, MENEZES, 2018; HIDROEXPLORER, 2018). Já sua vegetação, bastante antropizada, é composta por gramíneas, restinga e mangues nas proximidades da praia, e de brejos e Mata Atlântica no leito maior do rio (AMORIM, 2016; FERREIRA, ANDRADE, MENEZES, 2018; HIDROEXPLORER, 2018).

Quanto ao seu clima, este é tropical, quente e úmido (Af), pela classificação de Köppen, apresentando temperaturas médias superiores a 18 °C, e índices pluviométricos médios mensais de 60 mm.

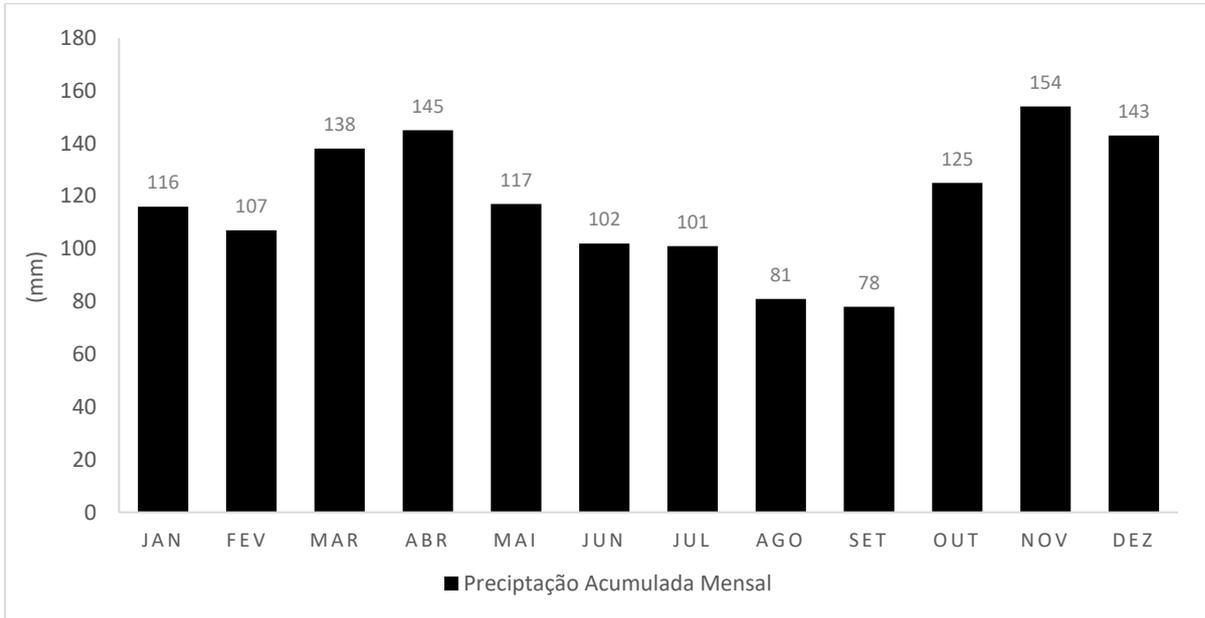
2.2 DELINEAMENTO METODOLÓGICO

Tendo em vista a obtenção dos dados necessários para elaboração deste estudo, foram realizadas três campanhas para o monitoramento da qualidade água do estuário, 06 de março e 25 de agosto de 2019 e 08 de março de 2020, levando em consideração a amplitude das marés, a série histórica de precipitações, os índices pluviométricos acumulados 7 e 30 dias antes das amostragens e a sazonalidade turística do distrito.

Para determinação da amplitude das marés foram utilizados dados de Tabuas de Marés, sendo todas as amostragens realizadas em regime de maré de sizígia e em duas etapas, na preia-mar e na baixa-mar, com o objetivo de analisar a qualidade da água nos dois períodos e no cenário de maior amplitude das marés.

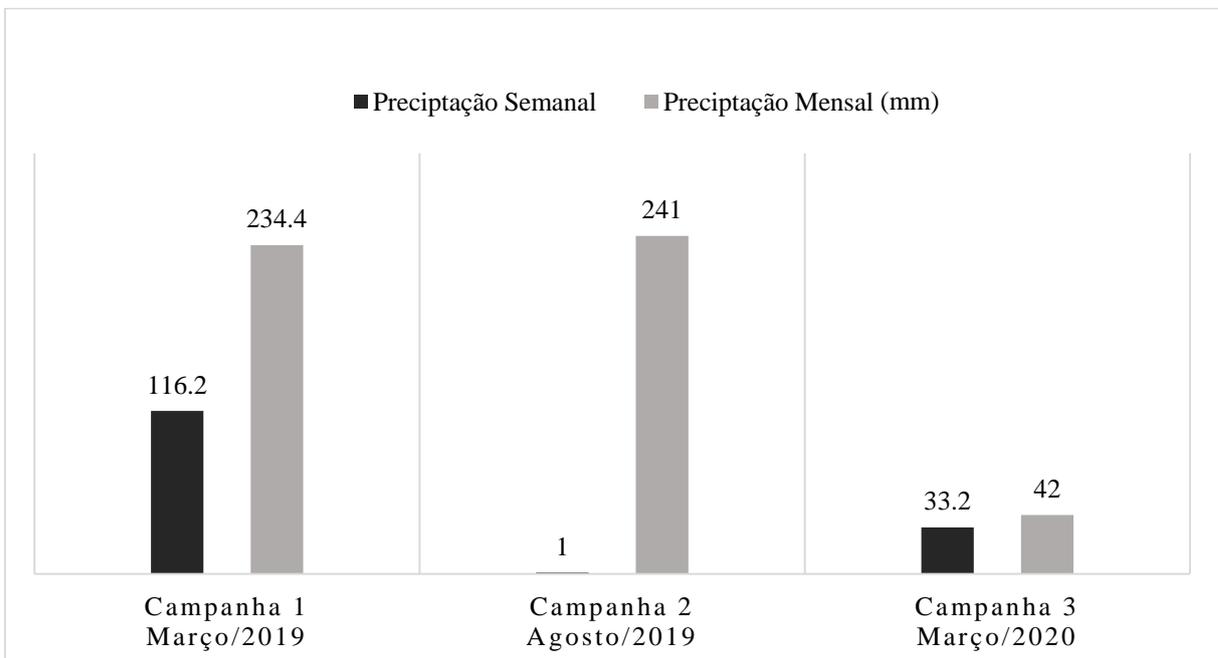
Já para determinação do período seco e chuvoso foi realizado levantamento, na Agência Nacional de Águas (ANA) e no Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet), da série histórica de pluviosidade da região através da análise da ascensão do histograma das precipitações anuais das estações pluviométricas que estão localizadas dentro da bacia do rio Caraíva (COD. 01639019 e 01639033) (Figura 2). Além disso foi realizado também um levantamento dos índices pluviométricos acumulados de 7 e 30 dias antes da data da realização das amostragens, com o objetivo de identificar o volume de precipitações próximo aos períodos de amostragem, uma vez que estes estão diretamente relacionados com a lixiviação do solo e o carreamento de materiais para o leito do rio (Figura 3) (INMET, 2020; ANA, 2020).

Figura 2 – Precipitação média mensal na região do estuário do rio Caraíva – BA no período entre 1988 a 2019. Dados disponibilizados pelas estações pluviométricas COD. 01639019 e 01639033



Fonte: ANA (2020).

Figura 3 – Precipitação acumulada mensal e semanal em relação ao dia de amostragem na região do estuário do rio Caraíva – BA. Dados disponibilizados pelas estações pluviométricas COD. 01639019 e 01639033



Fonte: ANA (2020).

Como apresentado na Figura 2, o período chuvoso na região do estuário rio Caraíva ocorre, geralmente, entre os meses de maio a setembro e o período seco entre outubro e abril. No entanto, como observado na Figura 3, no ano de 2019 as precipitações nos meses de março

e agosto, nos períodos que antecederam as amostragens, foram superiores as médias mensais esperadas para esse período.

Para escolha da localização dos pontos de amostragem do rio foi determinada inicialmente à localização do primeiro e do último ponto, estando o primeiro posicionado a montante da Vila Histórica de Caraíva, onde o mar não exerce mais influência sob o rio e consequentemente a salinidade é reduzida, e o último ponto localizado onde o rio encontra-se com o mar, a jusante do distrito. Após a determinação da localização desses dois pontos foi realizada a escolha estratégica dos outros pontos, sendo distribuídos de acordo com as possíveis fontes pontuais e difusas de contaminação, como apresentado na Figura 4, Tabela 1 e APÊNDICE A.

Figura 4 – Localização geográfica da bacia do rio Caraíva e a disposição dos pontos amostrais ao longo do estuário do rio Caraíva

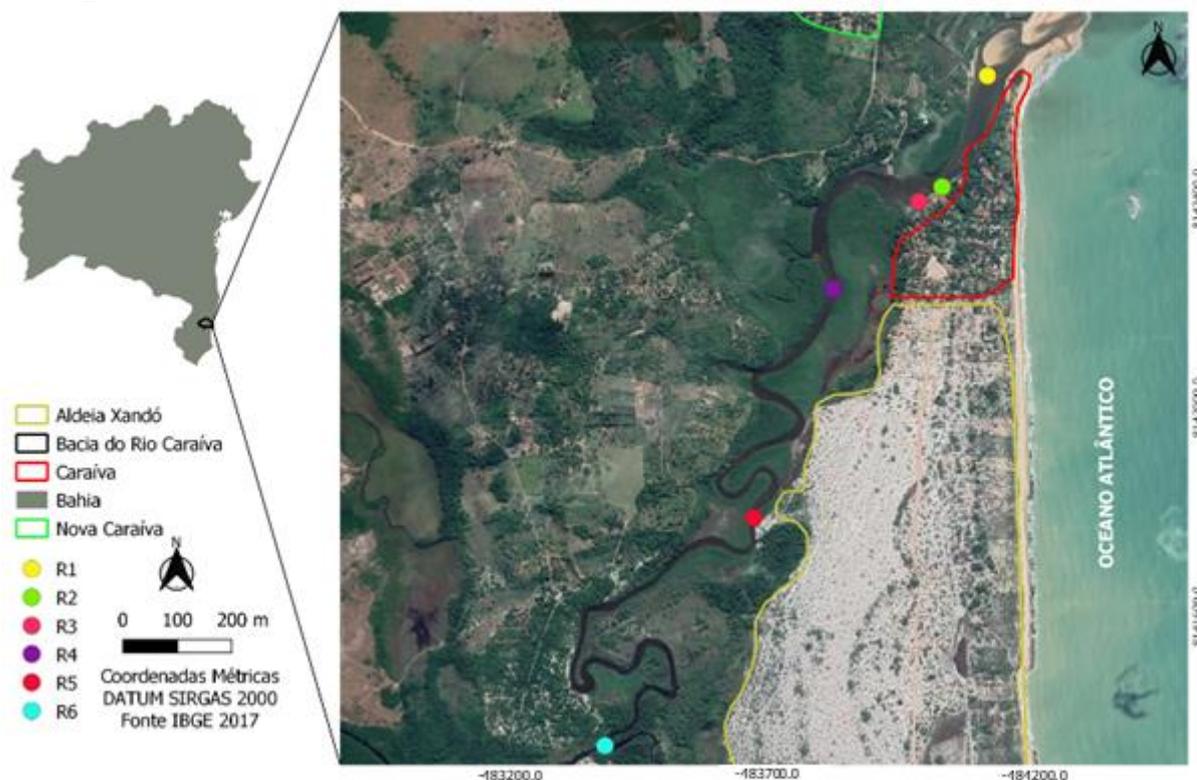


Tabela 1 – Coordenada Geográfica dos pontos de amostragem no estuário do rio Caraíva, distância entre eles e descrição da sua localização

Ponto de Amostragem	Coordenada Geográfica	Distância em relação ao primeiro ponto (m)	Descrição da Localização
1	484368.7 8142399.8	0	Ponto localizado no meio do leito do rio, na direção das barracas de praia. Boca do estuário.
2	484177.5 8141910.2	582,00	Ponto localizado em frente à tubulação de drenagem do Beco do Lagoa.

3	484080.5 8141845.0	613,00	Ponto localizado na área de embarque e desembarque, lado de Caraíva.
4	483720.3 8141460.6	1.426,00	Ponto localizado a montante do ponto onde o córrego Jambreiro deságua no rio Caraíva.
5	483384.3 8140451.8	3.240,00	Ponto conhecido como prainha. Local onde as pessoas tomam banho e fazem passeios turísticos.
6	482759.7 8139448.0	5.794,00	Ponto conhecido como boca da vala, lado de baixo. Ponto onde foi feita uma abertura do canal.

Quanto a coleta das amostras e seu armazenamento, estas seguiram o preconizado no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011), sendo coletadas amostras compostas, a uma profundidade de 30 a 40 cm, devido à grande variação de vazão e composição da coluna de água do estuário. Quanto ao armazenamento, as amostras para análise físico-química e biológica foram acondicionadas em frascos esterilizados de polietileno. Já as amostras para análise microbiológica armazenados em frascos de vidro, preparados previamente. Quanto ao volume a ser coletado, este foi pré-determinado tendo em vista o volume necessário para as análises laboratoriais, sendo dois litros por ponto de monitoramento. Após serem coletadas as amostras eram acondicionadas em caixas de isopor contendo gelo, visando à conservação até serem armazenadas sob refrigeração.

Visando os usos que são dados ao estuário do rio Caraíva, optou-se por analisar parâmetros que visem à qualidade da água de acordo com os usos previstos, sendo a seleção desses parâmetros realizada com base na Resolução n.º 357 de 2005 do Conama e os parâmetros necessários para determinação do IQA.

Quanto à análise dos parâmetros, estas foram realizadas *in loco* utilizando uma Sonda Multiparâmetros HANNA modelo HI 9828, para medição de pH, Temperatura, Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Condutividade e Salinidade, e utilizando um Turbidímetro modelo 2100AN (HACH) para medições de Turbidez; e em laboratório para medição de Coliformes Totais e Termotolerantes, Demanda Bioquímicas de Oxigênio (DBO), Nitrato, Nitrito, Nitrogênio Total, Clorofila-*a*, Amônia, Ferro, Cloreto, Fósforo Total, Fósforo Dissolvido e Sólidos Totais, tendo como base as metodologias determinadas por APHA (1999) e Carmouze (1994).

Após a obtenção dos resultados, a análise da sua compatibilidade com os usos previstos foi realizada levando em consideração as classes do IQA e o determinado na Resolução Conama n.º 357 de 2005 (ANEXO A). Para o cálculo do IQA foi elaborada uma planilha dinâmica no Excel utilizando os nove parâmetros determinados pela *National Sanitation Foundation*,

segundo a sua representatividade para a caracterização da qualidade da água. Os pesos atribuídos para cada um desses parâmetros e as classes de qualidade, foram utilizados de acordo com o determinado por Brasil (2005); Von Sperling (2014) e Ana (2019b), sendo a água classificada como ótima para o IQA entre 100 e 80, como boa para valores entre 79 e 52, aceitável entre 51 e 37 e péssima entre 20 a 0.

Como a área de estudo é uma região estuarina, para análise dos resultados com base no determinado na Resolução Conama 357 de 2005, os pontos de amostragem foram classificados de acordo com a sua salinidade e os usos que são dados ao rio, onde os pontos com salinidade iguais ou inferiores a 0,5 ‰ classificados como Água Doce Classe 2, pontos com salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰ classificados como de Água Salobra Classe 1 e pontos com salinidade igual ou superior a 30 ‰ classificados como de Água Salina Classe 1 (CONAMA, 2005). Além disso para melhor análise dos dados, os pontos de amostragem foram divididos também em Estuário Inferior, pontos 1 e 2, com ligação livre para o oceano, Estuário Médio, sujeito a intensa mistura da água fluvial com a água do mar, englobando os pontos 3, 4 e 5, e Estuário Superior, ponto 6, caracterizado por água doce, mas sujeito também a influência da maré, seguindo o determinado por Von-ahn e Pereira Filho (2015).

2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Realizou-se a Análise de Componentes Principais (ACP) para melhor compreensão das inter-relações entre os parâmetros da qualidade da água e possíveis fatores que podem vir a interferir na qualidade da água dos corpos hídricos, exteriorizando as relações entre variáveis e reduzindo complexos conjuntos de dados. Por meio dessa análise é possível selecionar os parâmetros mais relevantes em cada componente e definir as características físico-químicas e microbiológicas da água que deverão ser monitoradas, reduzindo assim os custos com análise de parâmetros que não são relevantes na qualidade da água do manancial em questão (SINGH et al., 2004; LIMA et al., 2011; BERTOSSI et al., 2013; WANG, 2017; HARRISON et al., 2019; GOMES; FRANCA, 2019).

Para análise dos resultados da ACP foi levado em consideração o preconizado por Hair et al. (2005) e Queiroz; Silva e Paiva (2017), onde recomenda-se que a escolha dos componentes principais seja realizada dentre os que representem 60% da variância acumulada, indicando assim um reflexo aceitável da variância original; e o determinado por Kaiser (1974) e Medeiros et al. (2017), de que a análise desses componentes devem ser realizadas levando em consideração seus autovalores, sendo consideradas variáveis fortemente associadas a um

componente principal quando tem uma carga maior que 0,7 e razoavelmente associada quando a carga é maior que 0,5. A ACP foi realizada através do software livre PAST 4.01®.

2.4 ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DA ÁGUA DO ESTUÁRIO

Para análise do uso e ocupação do solo utilizou-se mesma metodologia adotada por Menezes et al. (2014), Souza (2015), Farias (2018) e Farias et al. (2018), onde foram utilizadas imagens do Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (TOPODATA) para delimitação da área de estudo, contendo as informações do modelo digital de elevação (MDE), com resolução espacial de 30 m. Inicialmente foi realizada uma reinterpolação dos dados de altimetria e a remoção de depressões espúrias, gerando assim a direção do escoamento e do escoamento acumulado, que permitiu a obtenção da drenagem numérica. Ao fim dessas etapas, foi gerado o Modelo Digital de Elevação Hidrologicamente Consistente (MDEHC) e definida a área de drenagem da bacia do rio Caraíva a partir de sua foz. Todas as etapas descritas foram realizadas utilizando o software de informações geográficas QGIS 3.4®.

Para mapeamento das classes de uso e ocupação do solo foram utilizadas informações quanto ao tamanho da área, extensão e delimitação das classes de uso do solo, cedidas pelo Fórum Florestal do Extremo Sul da Bahia, obtidas através de imagens do satélite *Landsat 5* sensor *Thematic Mapper* para os anos entre 1990 e 2007, imagens do satélite *RapidEye* para o ano de 2013, e para o ano 2018 imagens do satélite Spot 6&7. A escolha da utilização desses dados foi realizada por apresentar maior acurácia. A partir desses dados foram elaborados mapas de uso e ocupação do solo entre os anos de 1990 e 2018, com o objetivo de entender os usos que são dados ao solo da bacia e como estes podem interferir na qualidade da água do rio Caraíva.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 QUALIDADE DA ÁGUA

De acordo com a salinidade medida no rio Caraíva no trecho analisado, que variou entre 0,05 e 34‰, e de acordo com os usos que são dados ao rio, este foi enquadrado nas categorias Água Doce Classe 2, Água Salobra Classe 1 e Água Salina Classe 1 (CONAMA, 2005). Diante disso, os dados encontrados nas análises realizadas, apresentados na Tabela 2 e no APÊNDICE B, foram analisados de acordo com os limites determinados pela Conama n.º 357 de 2005, para essas três classes.

Analisando os valores de Coliformes Termotolerantes, apresentados na Tabela 2 e APÊNDICE B, foi constatada a sua presença em todas as campanhas, sendo tal cenário justificado, principalmente nos pontos 1, 2, 3 e 5, pela ausência de esgotamento sanitário adequado na Vila Histórica de Caraíva. De acordo com Ayach et al. (2009) e Namugize, Jewitt e Graham (2018), a ausência de um sistema de esgotamento sanitário adequado possui influência direta na qualidade da água, uma vez que uma das principais contaminações dos rios se dá pelo lançamento de efluentes domésticos decorrente do esgotamento sanitário ineficiente das áreas urbanas. Corroborando essa informação e o cenário encontrado, tem-se o estudo realizado por Okumura et al. (2020), também na região de Porto Seguro, onde ao analisar a qualidade da água dos Frades, foi constatado valores elevados de coliformes termotolerantes, estando também relacionado a ausência de esgotamento sanitário adequado na região.

Quanto aos valores de coliformes encontrados, os mais baixos foram detectados nas campanhas realizadas no período de maior precipitação mensal, 1ª e 2ª campanha, e os mais altos na 3ª campanha, menor precipitação mensal. Cabe destacar que, de acordo com a série histórica de pluviosidade da região, os meses de março, onde foram realizadas a 1ª e a 3ª campanha são considerados como período chuvoso e o mês de agosto, onde foi realizada a 2ª campanha, considerado como período seco (Figura 2). No entanto, analisando a precipitação acumulada de 7 e 30 dias antes da realização das campanhas, constatou-se que em agosto de 2018, onde foi realizada a 2ª campanha, a precipitação acumulada mensal antes da amostragem foi superior à média histórica para esse período, sendo então considerado como um período chuvoso, já no mês de março de 2020, onde foi realizada a 3ª campanha, foi constatada precipitação acumulada inferior ao previsto na série histórica, sendo então, esse mês, considerado como período seco (Figura 3).

De acordo com Fia et al. (2015), Queiroz, Silva e Paiva (2017) e Mussálem-Castillejos et al. (2018), os valores mais baixos de coliformes em períodos de maior precipitação pluviométrica podem ser justificados pelo fato desse período proporcionar modificações no regime de vazão dos rios, aumentando assim sua capacidade de diluição de diversos componentes lixiviados, justificando então o cenário encontrado. Cabe destacar que a presença de coliformes termotolerantes na água é um fator preocupante, visto que este está diretamente relacionado a diversas doenças de veiculação hídrica, sendo um risco para a população local (NAMUGIZE; JEWITT; GRAHAM, 2018), principalmente em regiões tropicais, como é o caso de Caraíva, propícias para a proliferação desse grupo de bactérias (ZEINALZADEH; REZAEI, 2017). Quanto a variação dos valores de coliformes em função da maré, os maiores valores

foram observados na maré baixa, uma vez que nesse período a coluna de água é menor e consequentemente a diluição do efluente lixiviado é reduzida frente ao cenário de maré alta.

Paralela a presença de Coliformes Termotolerantes e a inexistência de esgotamento sanitário na Vila Histórica de Caraíva, foram constatadas inadequações nos valores de Fósforo Total, em quase todos os pontos e em todas as amostragens, apresentando valores entre 0,03 e 4,72 mgL⁻¹ na maré alta e entre 0,02 e 5,99 mgL⁻¹ na maré baixa.

De acordo Esteves (1998) e Dutta; Dwivedi e Suresh Kumar (2018), o Fósforo Total é um parâmetro limitante da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos, podendo ter origem natural, das rochas que compõem a bacia de drenagem e de materiais particulados na atmosfera, e antrópica, de efluentes domésticos e industriais e lixiviação do solo, sendo um dos principais responsáveis pela eutrofização dos mananciais. De acordo com o observado em campo e o apresentado na Tabela 4, tal cenário provavelmente está relacionado a fatores antrópicos e naturais, pois o P1 e o P5 estão localizados próximo a barracas de praia e o distrito não conta com rede de esgotamento sanitário adequado, o P2 está localizado próximo a uma das partes mais baixas da Vila Histórica de Caraíva, que de acordo com Hidroexplorer (2018) são as áreas que apresentam uma alta vulneráveis a contaminação devido a profundidade do lençol, onde já foram sinais de contaminação, e o P3 está localizado no ponto de travessia das pessoas por embarcações e onde também é realizado o armazenamento e transporte dos resíduos sólidos do distrito. Já o Ponto 4 está localizado próximo ao local em que existe um tributário, chamado Jambeiro, que de acordo com Dantas e Medina (2000), apresenta um processo natural de alargamento responsável pela transformação dos vales, típicos dos terrenos do grupo Barreiras, promovendo o seu recuo e deposição de materiais no leito do córrego, sendo então uma possível fonte de fósforo para o local. Cenário similar foi observado por Bifano et al. (2020), onde ao analisarem a qualidade da água de microbacias no extremo Sul da Bahia foram constatados valores elevados de fosforo total, estando estes diretamente relacionados ao lançamento de efluentes domésticos.

Assim como os Coliformes Termotolerantes, o Fósforo Total também apresentou menores valores nas campanhas realizadas em março e agosto de 2019, onde as precipitações acumuladas nos 30 dias que antecederam a amostragem foram maiores, o que de acordo com Fia et al. (2015); Queiroz; Silva e Paiva (2017) e Mussálem-Castillejos et al. (2018) se justifica pelas modificações no regime de vazão dos rios ocasionadas pelas precipitações, o que provavelmente aumentou sua capacidade de diluição dos materiais lixiviados.

Tabela 2 – Média dos resultados das três campanhas realizadas para avaliação da qualidade da água do estuário do rio Caraíva

Parâmetros	Março/2019						Agosto/2019						Março/2020					
	Maré Alta			Maré Baixa			Maré Alta			Maré Baixa			Maré Alta			Maré Baixa		
	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média
C. Totais (NMP100mL ⁻¹)	1,80	46,00	17,23	13,00	49,00	28,83	3,60	460,00	183,77	43,00	1100,00	530,50	11,00	1100,00	663,50	460,00	1100,00	993,33
C. Termo (NMP100mL ⁻¹)	1,80	23,00	12,52	9,30	22,00	15,55	3,00	23,00	8,80	3,00	93,00	21,97	9,00	1100,00	420,67	23,00	1100,00	641,17
pH	6,81	7,99	7,63	5,43	6,86	6,36	6,10	8,10	6,59	6,03	7,44	6,53	6,94	8,02	7,65	6,40	7,92	7,06
T (°C)	29,78	30,87	30,29	29,27	30,02	29,76	26,37	27,81	27,09	26,65	27,63	27,12	26,67	27,82	27,53	26,32	26,92	26,70
OD (mgL ⁻¹)	3,76	6,09	5,41	2,64	5,24	4,33	4,94	5,83	5,47	5,48	6,25	5,91	2,97	7,85	5,96	3,08	6,12	4,65
DBO (mgL ⁻¹)	4,09	11,41	7,23	3,60	8,50	6,83	5,42	8,06	7,01	7,19	9,09	8,16	6,61	15,00	9,73	8,02	15,78	11,44
NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,05	0,12	0,08	0,12	0,17	0,14	0,05	0,13	0,10	0,07	0,22	0,10	0,63	1,04	0,81	0,26	1,08	0,54
NO ₂ ⁻ (mgL ⁻¹)	0,001	0,005	0,003	0,006	0,006	0,003	0,002	0,037	0,025	0,022	0,038	0,030	0,004	0,017	0,009	0,009	0,018	0,012
NT (mgL ⁻¹)	0,07	0,83	0,59	0,25	0,99	0,60	0,06	3,05	1,53	0,98	3,41	2,31	0,77	1,05	0,92	0,55	1,19	0,71
Clorof. (µg ⁻¹)	5,65	33,62	12,51	5,15	12,49	8,68	6,82	16,43	11,44	11,01	22,56	15,63	6,44	13,23	8,47	6,03	19,46	9,14
NH ₃ (mgL ⁻¹)	0,13	0,33	0,24	1,10	3,86	0,30	0,22	0,36	0,27	0,22	0,45	0,31	0,01	0,10	0,04	0,03	0,16	0,11
Fe (mgL ⁻¹)	0,78	4,73	2,14	1,10	3,86	2,29	1,53	2,67	1,98	2,08	6,07	3,37	0,29	2,29	0,89	0,54	4,60	2,24
Cl-a (mgL ⁻¹)	5,06	23,99	13,71	3,10	5,21	4,20	4,32	20,03	11,62	2,04	5,02	3,30	0,29	17,53	13,92	0,23	6,23	3,20
PT (mgL ⁻¹)	0,03	0,10	0,07	0,02	0,13	0,08	0,89	2,92	1,58	0,86	1,37	1,12	2,40	4,72	4,06	2,38	5,99	3,63
PD (mgL ⁻¹)	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,03	0,14	0,11	0,10	0,13	0,12	0,27	0,82	0,45	0,73	0,92	0,88
NTU	19,72	30,00	21,77	16,84	22,01	19,18	5,60	25,40	12,43	12,90	30,30	19,34	2,36	7,40	6,06	2,79	16,20	8,42
SDT (mgL ⁻¹)	27,00	29,30	28,08	12,00	13,70	12,57	20,31	42,30	30,43	21,16	48,02	35,57	16,03	24,43	21,92	8,34	14,11	11,05
ST (mgL ⁻¹)	423,00	526,70	488,77	598,00	718,70	645,22	482,67	803,37	621,07	494,00	816,53	664,98	292,42	606,41	469,39	277,33	673,50	449,62
Cond. (µScm ⁻¹)	0,60	58,60	39,90	1,00	27,40	17,24	16,97	104,00	108,11	8,29	142,00	49,98	0,67	48,86	38,58	0,62	28,22	17,73
Sal. (‰)	0,30	34,00	23,24	0,05	16,70	10,31	0,05	31,80	14,88	0,1	15,10	5,13	31,26	0,37	24,50	0,30	17,00	10,24

Legenda: C. Totais – Coliformes Totais; C. Termo – Coliformes Termotolerantes; pH – Potencial Hidrogeniônico; T°C – Temperatura; OD – Oxigênio Dissolvido; DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; NO₃⁻ – Nitrato; NO₂⁻ – Nitrito; NT – Nitrogênio Total; Clorof. – Clorofila *a*; NH₃ – Amônia; Fe – Ferro Total; Cl-a – Cloreto; PT – Fósforo Total; PD – Fósforo Dissolvido; NTU – Turbidez; SDT – Sólidos Totais; ST – Sólidos Totais; Cond. – Condutividade; Sal – Salinidade; <LD – Valores abaixo do limite de detecção do equipamento.

Outros parâmetros que também apresentaram valores acima do máximo permitido na legislação foram a Amônia e o Nitrato, que de acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2002), Von Sperling (2014) e Padilla, Gallardo e Manzano-Agugliaro (2018), também estão diretamente relacionados com o lançamento de efluentes e o uso e ocupação do solo da bacia, sendo a lixiviação do solo e o consequente carregamento de defensivos agrícolas, uma de suas principais fontes.

Analisando os valores de OD, constatou-se que este parâmetro apresentou valores discrepantes ao preconizado na Conama 357/2005, com valores que foram decaindo do estuário inferior para o estuário superior, variando de 2,97 a 7,85 mgL⁻¹ na maré alta e de 2,64 a 6,25 mgL⁻¹ na maré baixa. De acordo com Von Sperling (2014) e Von-ahn e Pereira Filho (2015), esse decaimento está atrelado ao fato de que no estuário inferior há a presença de uma maior correnteza ocasionando a oxigenação da água, sendo está reduzida à medida que subimos o leito do rio. Outro fator a ser considerado está relacionado à entrada de matéria orgânica ao longo do rio, que ao ser degradada resulta no consumo de oxigênio dissolvido. Cabe destacar também que os maiores valores de OD foram observados na maré alta, devido a maior influência da maré e conseqüentemente maior correnteza e oxigenação da água.

Paralelo a isso temos os valores da DBO, que apresentaram comportamento inverso do OD, decaindo do estuário superior para o inferior, com valores variando entre 4,09 a 15,00 mgL⁻¹ na maré alta e 3,60 a 15,78 mgL⁻¹ na maré baixa. Isso se justifica pelo fato de que quanto maior a quantidade de matéria orgânica, maior a quantidade de oxigênio dissolvido requerido para estabilizá-la através de processos biogeoquímicos, e conseqüentemente menor a quantidade de oxigênio presente no meio (VON SPERLING, 2014; VON-AHN; PEREIRA FILHO, 2015; ALMEIDA et al., 2017; ROCHA et al., 2019). Apesar desse comportamento já esperado da DBO, nos pontos 1, 2 e 3 o comportamento foi inverso ao encontrado nos demais pontos, apresentando valores mais elevados do que os pontos anteriores, tal fato sugere que devido a esses pontos estarem localizados próximos a Vila Histórica de Caraíva e a mesma não possuir rede de esgotamento sanitário adequado, exista alguma entrada de matéria orgânica próximo a esses pontos.

Corroborando o observado na Vila Histórica de Caraíva, a Cetesb (2018) determina que o aumento da DBO é provocado, em cenários em que o rio se encontra próximo a áreas urbanas, principalmente pelos despejos de efluentes domésticos, induzindo assim ao esgotamento do oxigênio presente na água, o que pode provocar o desaparecimento de peixes e de outras formas de vida aquática e ao aumento da microflora.

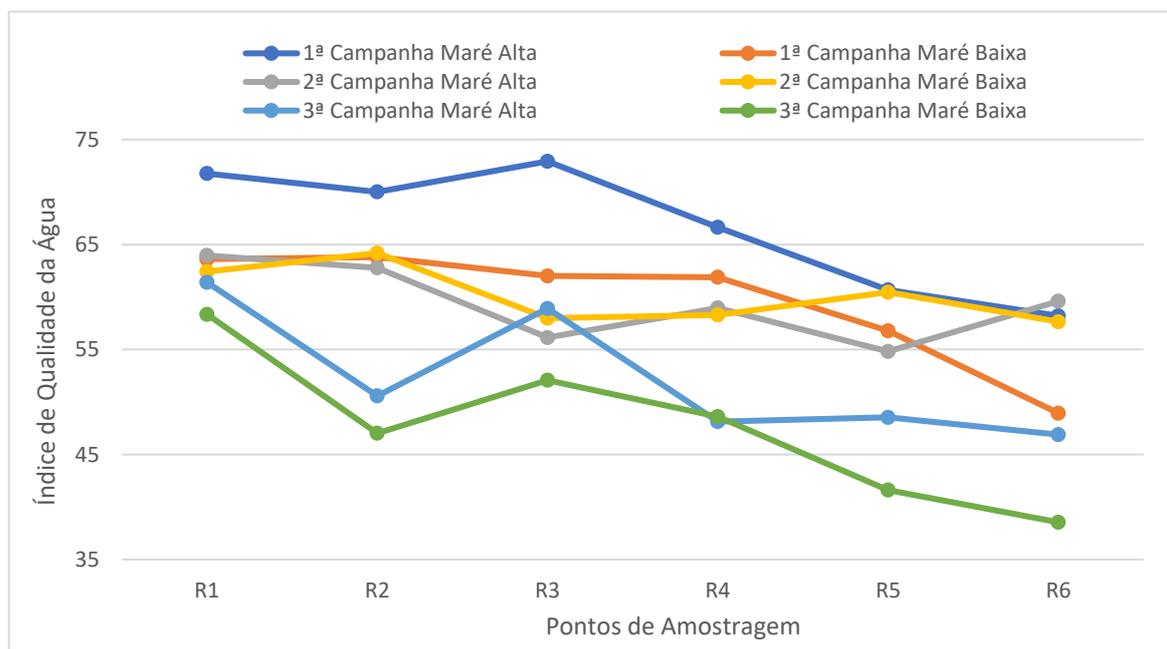
Cenário similar ao observado no estuário do rio Caraíva também foi verificado no estuário do rio Itajaí-Açu, em Santa Catarina, onde o DBO e o OD apresentaram comportamento opostos ao longo do estuário, com maiores valores de DBO no estuário superior, sugerindo entre outros fatores que este esteja associado à presença de matéria orgânica e a dinâmica do local (VON-AHN; PEREIRA FILHO, 2015). Além da DBO e do OD, no estuário do rio Caraíva essa tendência também foi observada nos valores de pH, Nitrogênio Total e Clorofila-*a*.

De acordo com Von Sperling (2014), além do DBO e do OD, diversos parâmetros estão associados à presença de matéria orgânica, algas e macrófitas no corpo de água, dentre estes parâmetros tem-se o pH, a Clorofila-*a*, Fosforo e o Nitrogênio Total. Em consonância a isso, foram encontrados valores fora do legislado para esses parâmetros nos pontos mais distantes da boca do estuário, onde a presença de matéria orgânica é elevada e a influência da maré é reduzida. Corroborando a essa informação e aos valores de pH, que variaram entre 6,10 e 8,10 na maré alta e entre 5,43 e 7,92 na maré baixa, Fia et al. (2015) e Carvalho et al. (2015) afirmam que esse decaimento é influenciado pela quantidade de matéria orgânica a ser decomposta, sendo que, no geral, quanto maior a quantidade de matéria orgânica, menor o pH, devido à biodegradação que produz ácidos orgânicos e gás carbônico.

Outro parâmetro que também apresentou valores acima do legislado em todos os pontos e em todas as amostragens foi o Ferro Total, variaram entre 0,29 e 4,73 mgL⁻¹ na maré alta e entre 0,54 e 6,07 mgL⁻¹ na maré baixa. No entanto isso já era esperado, pois Celino et al. (2014) determina que grande parte dos corpos de água da região litorânea no sul da Bahia apresentam valores elevados de Ferro, devido a composição do solo do Aquífero Barreiras. De acordo com o mesmo autor, isso se deve principalmente ao fato desse solo ser composto por sedimentos de origem continental, com minerais que podem liberar ferro em solução. Cabe destacar que os menores valores de Ferro foram observados no período de menor precipitação, onde a lixiviação do solo para o leito do rio foi menor.

A partir dos resultados obtidos nas variáveis físicas, químicas e microbiológicas (Tabela 2) foi possível determinar o IQA para os pontos onde foram realizadas as amostragens de água ao longo do estuário do rio Caraíva (Figura 5). De acordo com Costa (2008), a utilização desse índice é uma das principais formas de se verificar a presença de possíveis fontes de contaminação e o uso indevido dos corpos de água.

Figura 5 – Índice de Qualidade da Água dos pontos onde foram realizadas as amostragens ao longo do estuário do rio Caraíva



Como pode ser observado na Figura 5, grande parte dos pontos analisados apresentam-se com uma qualidade boa (IQA entre 52 - 79), estando alguns com uma qualidade aceitável (IQA entre 37 - 51). Isso reforça o afirmado anteriormente, de que as contribuições urbanas, devido à ausência de esgotamento sanitário adequado na Vila Histórica de Caraíva, e a lixiviação, erosão, escoamento superficial, tem contribuído diretamente para a situação atual do estuário. Cabe ressaltar que a qualidade boa foi observada, em sua grande maioria, no período de maior índice pluviométrico, 1ª e 2ª campanha, o que de acordo com Fia et al. (2015), Queiroz, Silva e Paiva (2017) e Mussálem-Castillejos et al. (2018), pode estar diretamente relacionado ao fato desse período proporcionar modificações no regime de vazão do rio, aumentando assim sua capacidade de diluição de diversos componentes lixiviados, justificando então o cenário encontrado.

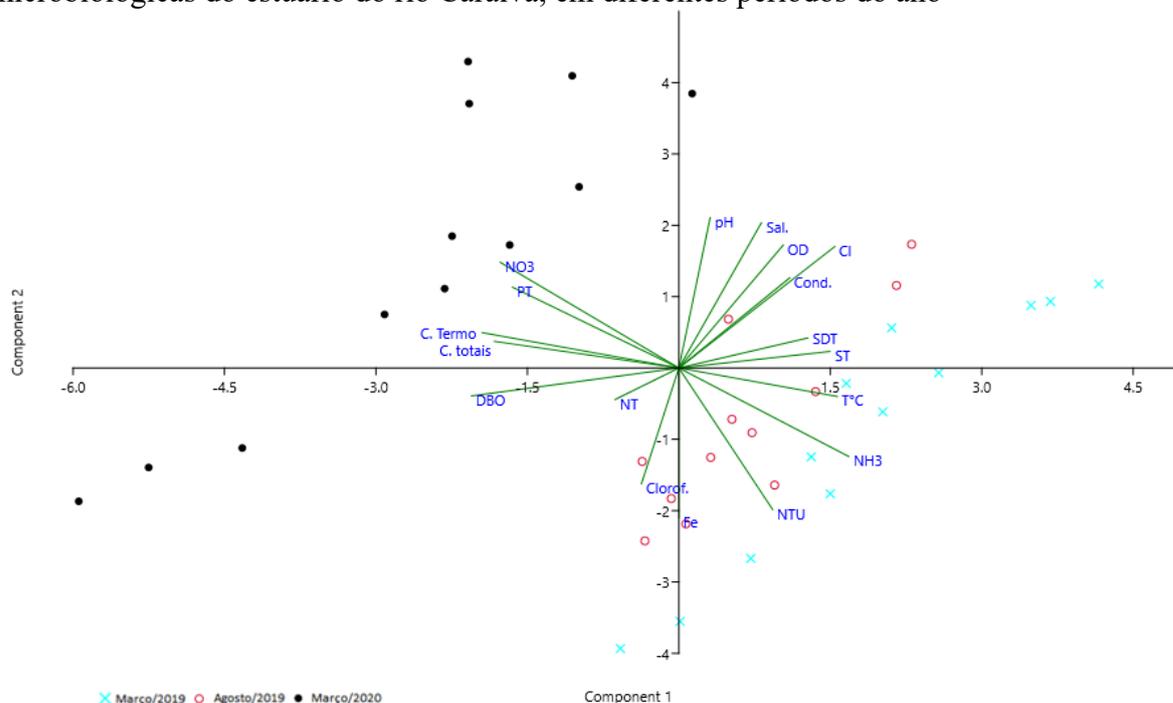
3.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para realização da ACP não foram utilizados os resultados de nitrito e fosforo dissolvido, uma vez que os valores desses parâmetros foram muito pequenos e/ou abaixo do limite de detecção dos equipamentos utilizados. Quanto aos resultados obtidos na ACP foi constatado que as duas primeiras componentes principais descrevem 65,38% da variabilidade dos dados, sendo a explicabilidade do primeiro componente de 35,78 (CP1) e do segundo de 29,60% (CP2).

Conforme apresentado na Figura 6, a primeira componente principal está relacionada principalmente com coliformes termotolerantes, nitrato e DBO, sendo estas relações positivas.

Já o segundo componente está relacionado fortemente com turbidez, amônia e cloreto, sendo a relação com os dois primeiros negativa e a relação com o terceiro, positiva. Os sinais opostos desses elementos demonstram uma anti-correlação entre as variáveis.

Figura 6 – Análise de Componentes Principais das variáveis físicas, químicas, biológicas e microbiológicas do estuário do rio Caraíba, em diferentes períodos do ano



Legenda: NO_3^- – Nitrato, PT – Fósforo Total, C. Totais – Coliformes Totais; C. Termo – Coliformes Termotolerantes, DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio, NT – Nitrogênio Total, Clorof. – Clorofila *a*, Fe – Ferro, NTU – Turbidez, NH_3 – Amônia, $^{\circ}\text{C}$ – Temperatura, ST – Sólidos Totais, SDT – Sólidos Totais, Cl – Cloreto, Cond. – Condutividade, OD – Oxigênio Dissolvido, pH – Potencial Hidrogeniônico, Sal – Salinidade.

Pelo gráfico de escores, Figura 6, observa-se que existe uma discriminação entre as campanhas amostrais, apresentando disposição diretamente relacionada com a precipitação acumulada mensal, onde os dados referentes ao período de menor precipitação (março/2020) estão posicionados, predominantemente, à esquerda do eixo e aqueles referentes ao período de maior precipitação (março e agosto de 2019) posicionaram-se, predominantemente, à direita do eixo. Resultado similar foi encontrado no estudo realizado por Souza, et al. (2019) e Bifano et al. (2020), ao analisarem a qualidade da água do rio Cuiá, em João Pessoa e a qualidade da água de microbacias no Extremo Sul da Bahia. De acordo com os mesmos autores, tal cenário sugere que em estudos como esses seja realizada análises de ACP, visto que amostras de diferentes períodos do ano podem apresentar características diferentes.

Quanto ao distanciamento dos pontos entre os períodos de maior e menor precipitação, este deve-se as diferentes características conferidas ao corpo hídrico pela ação das chuvas, que influenciam significativamente nos aspectos do rio, bem como do ambiente ao seu redor. Dentre

as diversas modificações já observadas tem-se o regime de vazão dos corpos hídricos, que aumenta a capacidade de diluição dos diversos componentes lixiviados, justificando então tal distanciamento (SANTOS, GUIEBELER, OLIVEIRA, et al., 2010; GERALDES; GEORGE, 2012; QUEIROZ; SILVA; PAIVA, 2017).

3.3 ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E SUA RELAÇÃO COM A QUALIDADE DA ÁGUA DO ESTUÁRIO

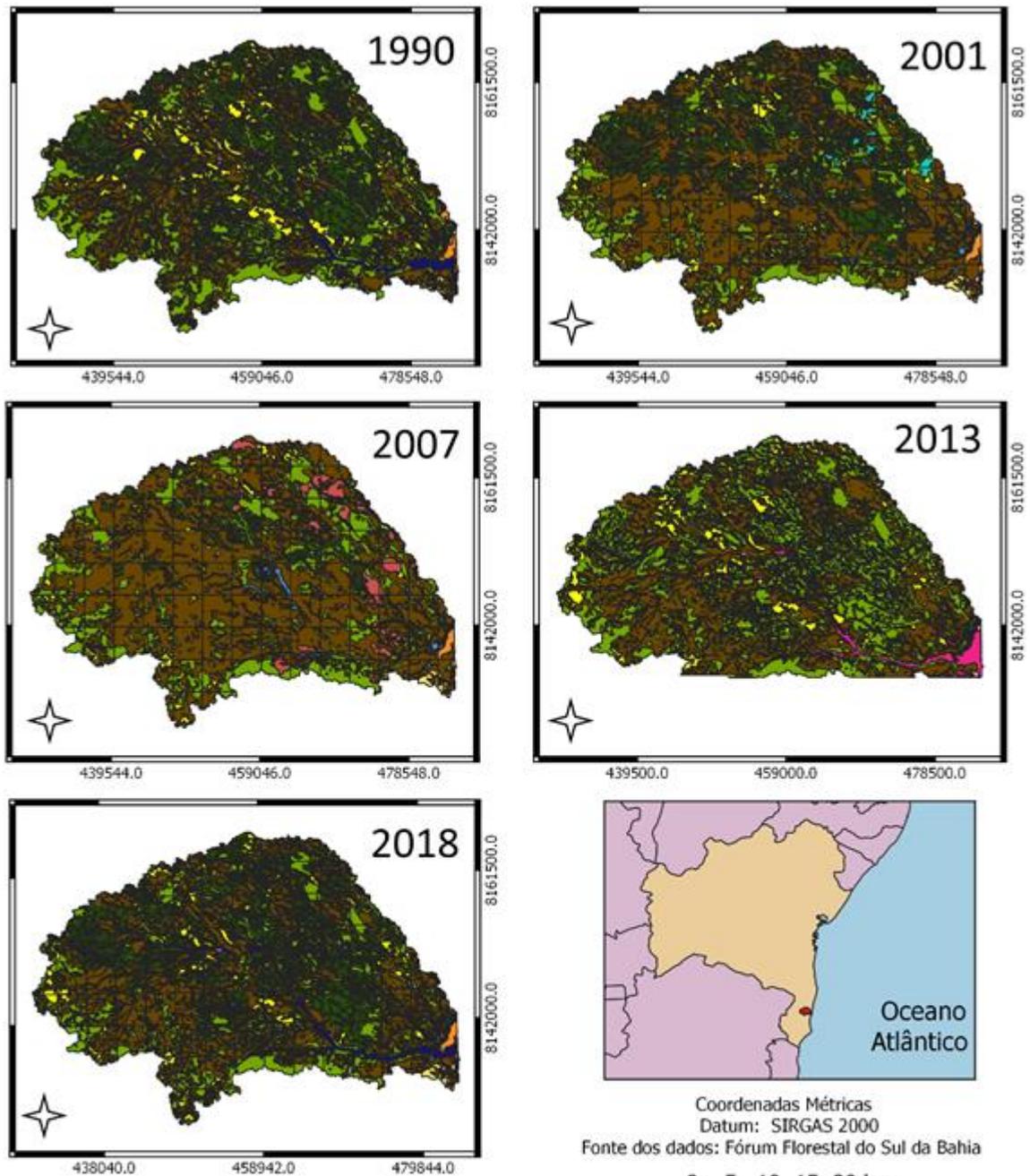
A Tabela 3 e a Figura 7 apresentam a evolução temporal das classes de uso e ocupação do solo da bacia do rio Caraíva, entre os anos de 1990 a 2018 para as classes Área Degradada, Área Urbana, Agricultura, Afloramento Rochoso, Campo, Campo Úmido Degradado, Comunidade Aluvial Arbórea, Desmatamento Recente, Eucalipto, Florestas, Instalações Rurais, Manguezal, Mineração, Mussununga, Pastagem, Queimada, Sistema Viário, Restinga, Seringal e Represas, Lagos e Rios.

Tabela 3 – Classes de uso e ocupação do solo em km² da bacia do rio Caraíva, durante o período de 1990 a 2018

CLASSES	1990	2001	2007	2013	2018
Área Degradada	-	1,21	0,61	0,48	0,12
Área Urbana	1,23	0,69	0,91	3,7	1,86
Agricultura	25,7	54,74	52,86	69,89	80,83
Afloramento Rochoso	9,22	2,76	3,19	-	0,75
Campo	-	-	-	48,06	-
Campo Úmido Degradado	-	-	39,22	-	39,52
Comunidade Aluvial Arbórea	15,59	30,68	4,83	-	-
Desmatamento Recente	-	-	-	-	0,28
Eucalipto	26,47	317,18	291,26	-	232,18
Florestas	578,93	436,67	311,97	631,38	510,03
Instalações Rurais	-	-	9,03	-	0,39
Manguezal	8,35	0,81	2,2	0,73	0,88
Mineração	-	-	-	-	0,11
Mussununga	5,34	5,12	3,89	-	4,25
Oceano	0,34	0,03	1,23	-	0,33
Outras Classes	-	8,07	0,27	-	-
Pastagem	469,8	364,8	504,78	516,44	446,02
Queimada	42,58	-	0,9	-	-
Sistema Viário	-	-	23,7	2,91	1,25
Restinga	16,23	9,54	8,43	-	9,9
Represa, Lagos e Rios	135,08	102,55	75,53	6,42	6,58
Seringal	-	-	0,04	-	0,56
TOTAL	1334,86	1334,85	1334,85	1280,01	1335,84

Nota: - Não houve identificação da feição no ano referido.

Figura 7 – Classificação do uso e ocupação do solo na bacia do rio Caraíba entre os anos de 1990 a 2018



Classes de Uso e Ocupação

- | | | |
|---|---|--|
| ■ Corpos d'água | ■ Pasto | ■ Instalações Rurais |
| ■ Floresta | ■ Agricultura | ■ Sistema Viário |
| ■ Restinga | ■ Eucalipto | ■ Outras Classes |
| ■ Manguezal | ■ Área Urbana | ■ Seringal |
| ■ Mussununga | ■ Queimada | ■ Campo |
| ■ Afloramento Rochoso | ■ Área Úmida | ■ Desmatamento Recente |
| ■ Comunidade Aluvial | ■ Área Degradada | ■ Mineração |

Analisando os dados apresentados na Tabela 3 e na Figura 7, observa-se que a classe Floresta representa atualmente 38,18% da área total da bacia, o que de acordo com Tucci (2012), Tambosi et al. (2015) e Figur e Reis (2017) é de grande importância, uma vez que a presença de florestas proporciona um aumento na taxa de infiltração e no tempo de residência da água na bacia hidrográfica, que conseqüentemente regulariza a vazão do curso de água; proporcionam a recarga dos lençóis freáticos; reduzem o escoamento superficial e conseqüentemente proporcionam a redução do processo de lixiviação de materiais particulado para o leito dos rios. Acredita-se que a conservação das áreas de florestas na bacia do rio Caraíva se deve ao fato de parte dessa região está sob várias instâncias de gestão territorial e ambiental, como Costa Descobrimto, Patrimônio Mundial da Humanidade, Parque Nacional de Monte Pascoal e da Reserva Extrativista (Resex) de Corumbau. Além disso, se beneficia pelas leis que regem a proteção do Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (IPHAN) e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (FERREIRA, ANDRADE, MENEZES, 2018; CCAC, 2018; CCAC, 2019).

Outra classe que merece destaque é a Pastagem, que atualmente representa 33,39% de toda a área da bacia. De acordo com Cerqueira Neto (2013), a introdução da pecuária nessa região se deu na metade do século XX, sendo facilitada pela limpeza das áreas realizada pelas madeiras. Cabe destacar que, apesar de ser uma cultura importante economicamente para a região, as pastagens apresentam efeitos negativos diretos na qualidade da água de mananciais, devido a lixiviação de materiais para o leito dos rios, acarretando um acréscimo nos valores de nitrogênio, na presença de microrganismos patogênicos e de compostos carbonatados oriundo dos dejetos dos animais (PINHEIRO, MIRANTE, BENINI, 2016). Almeida (2012) e Cerqueira Neto (2013) afirmam ainda que as culturas que requerem solo exposto contribuem também para compactação do solo, redução da taxa de infiltração, tempo de residência da água e conseqüentemente alteram a dinâmica hídrica do local. No entanto, os mesmos autores afirmam que é de suma importância ter cautela ao trabalhar os malefícios dessa cultura, uma vez que essa é de grande relevância para a economia da região.

Assim como a pastagem o cultivo do eucalipto atualmente é uma das atividades econômicas mais importantes para essa região, uma vez que representa 17,38% da área total da bacia, apresentando um aumento de 88,60% em sua área entre os anos analisados, 1990 a 2018. Tal fato pode ser justificado pela implantação da BR 101 na década de 1970, o que impulsionou o desenvolvimento da região e a introdução de empresas de papel e celulose (ALMEIDA et al.,

2008). De acordo com Almeida e Teixeira (2010), tais empresas foram atraídas pelas características naturais da região, como topografia, pluviosidade, insolação, solo e disponibilidade hídrica, que fazem dessa região uma das maiores produtoras de madeira em toras para produção de papel e celulose do mundo. Atualmente o cultivo do Eucalipto se constitui como uma das principais atividades do sul da Bahia, sendo responsável por importantes mudanças socioprodutivas, muito embora atividades como pecuária e agricultura de subsistência ainda apresente grande importância na estrutura produtiva da região. Apesar de sua importância, a expansão dessa cultura deve receber atenção, uma vez que esta proporciona diversos prejuízos ao solo, fauna, flora e aos recursos hídricos da região (ALMEIDA et al., 2008).

Já a agricultura, classe que atualmente ocupa 6,05% da área total da bacia, apresentou crescimento de 68,20% entre os anos analisados. De acordo com Vaeza et al. (2010) e Andrietti et al. (2016) tal uso do solo não altera apenas a paisagem, mas também contribui para o aumento de processos erosivos; lixiviação do solo; aumento de insumos agrícolas, matéria orgânica e nutrientes na água; eutrofização dos mananciais, dentre diversos outros impactos ao meio ambiente, a vida aquática e humana.

Outras classes de uso e ocupação do solo que tiveram reduções significativas ao longo dos anos analisados foram os manguezais e as represas, lagos e rios, apresentando um decréscimo em suas áreas de respectivamente 89,46% e 95,13% entre os anos analisados. Segundo Sobrinho e Andrade (2009) tal cenário está atrelado as agressões geradas durante o processo de ocupação do território brasileiro, visto que a população de países tropicais tende a se concentrar ao longo dos rios e do litoral, tanto para facilitar o acesso ao interior quanto para assegurar o escoamento e exportação dos produtos. De acordo com os mesmos autores, por mais que muitas leis brasileiras visem proteger esses ecossistemas, ainda é encontrado com frequência uso e ocupação dessas áreas e das áreas do seu entorno de forma irregular e uso indiscriminado de seus recursos, o que justifica o cenário de redução encontrado na bacia do rio Caraíva.

4. CONCLUSÃO

Na avaliação, como um todo, dos parâmetros físicos, químicos, biológicos e microbiológico, foi possível inferir que o estuário do rio Caraíva encontra-se fora dos padrões determinados pela Resolução Conama n.º 357 de 2015, para coliformes termotolerantes, fosforo total, amônia, nitrato, OD, DBO, ferro, pH, clorofila-a, e nitrogênio total, tanto para as águas doces Classe 2 quanto as águas salobras e salinas Classe 1, devido principalmente à influência

significativa da atividade humana nessa área. E, apesar disso, os resultados do IQA indicam que sua água pode ser classificada com uma qualidade boa e aceitável. Quanto a ACP foi constatada que as duas primeiras componentes principais descrevem 65,38% da variabilidade dos dados, demonstrando que existe relação positiva entre a qualidade da água e a precipitação pluviométrica.

Tais dados indicam que é de suma importância a tomada de ações, por parte do poder público e da comunidade, que visem sanar os impactos causados pela inexistência de um sistema de esgotamento sanitário adequado na Vila Histórica de Caraíva, visto que foi constatado, a partir dos resultados obtidos, que essa é a principal responsável pelas inadequações na qualidade da água do estuário.

Diante disso, do fato do solo da região de Caraíva ser arenoso e apresentar uma alta taxa de percolação e conseqüentemente alta vulnerabilidade a contaminação e da Vila Histórica de Caraíva estar localizada em uma área que não é viável a instalação de uma estação de tratamento de efluentes convencional, é de suma importância que dentre as ações do poder público e da comunidade esteja a substituição das fossas atualmente utilizadas, que não são adequadas para o solo da região e/ou não tenham sido dimensionadas corretamente. Dentre as alternativas, as mais viáveis para a região de Caraíva seriam o Sistemas Alagados Construídos, o Círculo de Bananeira, a Fossa Verde, a Fossa Séptica Biodigestora, o Filtro de Areia, o Filtro Anaeróbio, o Vermifiltro, o Biodigestor e o Reator Anaeróbio Compartimentado.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA. **Rios**. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/gestao-da-agua/saiba-quem-regula/rios/rios>>. Acesso em: 09 jun. 2019a.

_____. **Indicadores de Qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA)**. disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. acesso em: 22 mai. 2019b.

_____. **Hidroweb – Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos**. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 28 abr. 2020.

ALMEIDA, A. Q. **Dinâmica hídrica em microbacias cultivadas com eucalipto e pastagem no leste de Minas Gerais**. Tese (Doutorado em Meteorologia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, p. 77, 2012.

ALMEIDA, T. M.; MOREAU, A. M. S. S.; MOREAU, M. S.; PIRES, M. M.; FONTES, E. O.; GÓES, L. M. Reorganização socioeconômica no extremo sul da Bahia decorrente da introdução da cultura do eucalipto. **Sociedade & Natureza**, v. 20, n. 2, p. 5-18, 2008.

ALMEIDA, T. M.; TEIXEIRA, A. C. O. Inter-relações entre fatores físicos e socioeconômicos na dinâmica de uso da terra no Extremo Sul da Bahia. **Revista Geografia Acadêmica**, v.4, n.2, p. 64-72. 2010.

ALMEIDA, E. C. de O.; KOZAK, C.; PRADO, L. L.; FERNANDES, C. S. Reflexões e fragilidades sobre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em rios. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v.14, n. 9, 2017.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 1999.

AMORIM, R. R. A representação de mapas de paisagens na escala regional: O exemplo da região Costa do Descobrimento (Bahia). **Revista da Anpege**, v. 12, p. 257–292, 2016.

ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G.; ALMEIDA, F. T.; BONGIOVANI, M. C.; SCHNEIDER, R. M. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 1, p. 162-175, 2016.

AYACH, L. R.; PINTO, A. L.; CAPPI, N.; GUIMARÃES, S. T. de L. Contaminação das águas subterrâneas por coliformes: um estudo da cidade de Anastácio-MS. **Climatologia e Estudos da Paisagem**, v. 1, p. 5-26, 2009.

BERTOSSI, A. P. A.; MENEZES, J. P. C. de; CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G. de O.; NEVES, M. A. Seleção e agrupamento de indicadores da qualidade de águas utilizando Estatística Multivariada. **Revista Ciências Agrárias**, v. 34, n. 5, p. 2025-2036, 2013.

BIFANO, R.B.A.; MARCOLIN, C.R.; CREPALDI, M. O. S.; QUINELATO, R. V.; OKUMURA, A. T. R.; SILVA, A. G.; BANDEIRA, M. L. S. F. Avaliação da Qualidade da Água em Microbacias Hidrográficas do Extremo Sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n.5, p. 24447-2461, 2020.

BRASIL. Presidência da República. **Lei nº. 12.651**, de 25 de maio de 2012. Brasília, DF, 25 de mai. de 2012a.

_____. Presidência da República. **Lei nº. 12.727**, de 17 de outubro de 2012. Brasília, DF, 25 de out. de 2012b.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil**. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2005.

BUGICA, K.; STERBA-BOATWRIGHT, B.; WETZ, M. S. Water quality trends in Texas estuaries. **Water quality trends in Texas estuaries**, v. 152, 2020.

_____. Ministro de Estado da Saúde. **Portaria de Consolidação n.º 5**, de 28 de setembro de 2017. Brasília, DF, 28 de set. de 2017.

_____. Ministério do Desenvolvimento Regional e Secretaria Nacional de Saneamento. **24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. Brasília, DF, dez. de 2019.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas.** São Paulo: Blucher/Fapesp, 1994.

CARVALHO, K. Q.; LIMA, S. B.; PASSIG, F. H.; GUSMÃO, L. K.; SOUZA, D. C.; KREUTZ, C.; BELINI, A. D.; ARANTES, E. J. Influence of urban area on the water quality of the Campo River basin, Paraná State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 96-106, 2015.

CELINO, J. J.; HADLICH, G. M.; QUEIROZ, A. F. de S.; OLIVEIRA, O. M. C. de. **Avaliação de Ambientes Costeiros da Região Sul da Bahia.** 1. ed. Salvador: EDUFBA, 2014.

CERQUEIRA NETO, S. P. G. **Construção Geográfica do Extremo Sul da Bahia.** *Revista de Geografia*, v. 30, p. 246-264, 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos.** Brasília: CETESB; ANA, 2011.

_____. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo.** São Paulo: CETESB, 2018.

CONSELHO COMUNITÁRIO E AMBIENTAL DE CARAÍVA. **Plano diretor de Caraíva.** Disponível em: < <https://www.cca-caraiva.com/plano-diretos-de-caraiva-2017>> Acesso em: 13 de jun. 2019.

_____. **Breve Histórico.** Disponível em: < <https://caraiva.com.br/breve-historico-sobre-caraiva/>>. Acesso em: 13 de jun. 2019.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução Conama n.º 274, de 29 de novembro de 2000.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2000.

_____. **Resolução Conama n.º 357, de 17 de março de 2005.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2005.

_____. **Resolução Conama n.º 396, de 03 de abril de 2008.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2008.

_____. **Resolução Conama n.º 430, de 13 de maio de 2011.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). 2011.

COSTA, E. C. T. A. **Diagnóstico ambiental das águas do estuário Jundiá-Potengi pela determinação dos índices de qualidade da água e Toxidez.** 2008. 135f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2008.

DANTAS, M.E.; MEDINA, A. I. de M. **Geomorfologia.** Projeto Porto Seguro/Santa Cruz Cabrália. Salvador: CPRM-SUREG/AS, 2000.

DUTTA, S.; DWIVEDI, A.; SURESH KUMAR, M. Use of water quality index and multivariate statistical techniques for the assessment of spatial variations in water quality of a small river. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, n. 718, p. 2-17, 2018.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMPBRAPA. **Agricultura e Qualidade da Água: Contaminação da Água por Nitrato**. Planaltina: Embrapa Cerrados; 28 p. 2002.

ESTEVES, F. **Fundamentos da limnologia**. 2. Ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998.

FARIAS, E. da. S. **Influência da alteração do uso e ocupação do solo na disponibilidade hídrica das bacias dos rios Peruípe, Itanhém e Jucuruçu**. 2018. 88 f. Monografia (Bacharelado Interdisciplinar em Ciências) – Universidade Federal do Sul, Teixeira de Freitas, 2018.

FARIAS, E. da. S.; GAMA, G. F. B. da; ALMEIDA, P. F.; SILVA, J. B. L. da; NEVES, F. M. Evolução temporal no uso e ocupação do solo no período 1990-2013 do município de Caravelas – BA. In: Encontro Regional de Botânicos MG, BA e ES, 38, 2019, Porto Seguro. **Anais...** Porto Seguro: IFBA, UFSB, p. 414-418, 2018.

FERREIRA, M. C. F.; ANDRADE, L. M. S. de.; MENEZES, P. D. R. de. Território Terrestre e Tradicional da RESEX Marinha do Corumbau: estudo sobre padrões espaciais na Vila de Caraíva. In: Simpósio Brasileiro de Gestão Urbana, 2., 2018, São Paulo. **Anais...**SÃO Paulo: UNESP, 2018.

FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C. de; FIA, F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 1, p. 267-275, 2015.

FIGUR, C.; REIS, J. T. A influência do uso e cobertura da terra nos parâmetros da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Abaúna, em Getúlio Vargas, RS. **Revista Ciência e Natureza**, v. 30, p. 246-264, 2017.

GARRISON, T. **Fundamentos da oceanografia**. Noveritis do Brasil, 7. ed. Norte-Americana 2017.

GERALDES, A. M.; GEORGE, C. Limnological variations of a deep reservoir in periods with distinct rainfall patterns. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 24, n. 4, p. 417-426, 2012.

GOMES, M. da C. R.; FRANCA, R. M. da. Uso da análise multivariada para subsidiar no monitoramento da qualidade da água subterrânea na bacia sedimentar do Araripe, Sul do estado do Ceará. **Revista Geociências**, v. 38, n.1, p. 195-205, 2019.

HAIR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAN, R. L.; BLACK, W. C. **Multivariate data analysis**. 6. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2005.

HARRISON, S.; MCAREE, C.; MULVILLE, W.; SULLIVAN, T. The problem of agricultural ‘diffuse’ pollution: Getting to the point. **Science of the Total Environment**, v. 677, p. 700-717, 2019.

HIDROEXPLORER. **Hidrogeologia, abastecimento de água, contaminação das águas subterrâneas, com propostas para melhorias sanitárias, da histórica Vila de Caraíva, Porto Seguro, Bahia**. Salvador, 2018. Disponível em: <<https://www.cca-caraiva.com/aguas>>. Acesso em: 13 jun. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>. Acesso em: 13 de jan. 2020.

JAISWAL, M.; HUSSAIN, J.; GUPTA, S. K.; NASR, M.; NEMA, A. K. Comprehensive evaluation of water quality status for entire stretch of Yamuna River, India. **Environ Monit Assess**, v. 191, n. 208, p. 1-15, 2019.

KAISER, H. F. An index of factorial simplicity. **Psychometrika**, v. 69, n. 1, p. 31-6, 1974.

LIMA, M. O.; SANTOS, E. C. O.; JESUS, I. M de; MEDEIROS, A. C.; FAIAL, K. do C. F.; ALVES, C. N. Assessment of Surface Water in Two Amazonian Rivers Impacted by Industrial Wastewater, Barcarena City, Pará State (Brazil). **Sociedade Brasileira de Química**, p. 1493–1505, 2011.

LORDÊLO, M. S.; PESSOA, J. O.; ORRICO, S. R. M. Qualidade da água de rios em cidade do Estado da Bahia. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**, Feira de Santana, v. 23, n. 4, p. 687-696, 2018.

MARQUES, C. H. G.; TERADA, R.; GALVÃO, P.; HIRATA, R. Evolução espacial e temporal da contaminação por nitrato no aquífero urbano de Urânia (SP). **Revista Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 33, n. 3, p. 258-269, 2019.

MEDEIROS, G. A.; TRESMONDI, A. C. C. de L.; QUEIROZ, B. P. V. de; FENGLER, F. H.; ROSA, A. H.; FIALHO, J. M.; LOPES, R. S.; NEGRO, C. V.; SANTOS, L. F. dos; 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. 259-76, 2017.

MENEZES, J. P. C. de; BERTOSSI, A. P. A.; SANTO, A. R.; NEVES, M. A. Correlação entre uso da terra e qualidade da água subterrânea. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 173-186, 2014.

MINERVINO NETO, A. **Modificações da zona costeira do Extremo Sul da Bahia nos últimos 150 anos, e sua relação com a sedimentação do banco de abrolhos**. 2008. 201 f. Tese (Doutor em Geologia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2008.

MUSSÁLEM-CASTILLEJOS, K.; LAINO-GUANES, R.; BELLO-MENDOZA, R.; GONZÁLEZ-ESPINOSA, M.; RAMÍREZ-MARCIAL, N. Water quality of Grijalva river on the Chiapas - Tabasco border. **Ecosistemas Y Recursos Agropecuarios**, v. 5, p. 55–64, 2018.

NAMUGIZE, J. N., JEWITT, G., GRAHAM, M. Effects of land use and land cover changes on water quality in the uMngeni river catchment, South Africa. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 105, p. 247–264, 2018.

NASCIMENTO, F. H. do; SILVA, A. F.; RANGEL, S. de A. S.; SANTOS, F. B. dos. Avaliação visual rápida de rios urbanos: o caso do baixo curso da bacia hidrográfica do rio reis magos e do rio jacaraípe, Espírito Santo. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 21, n. 73, 2020.

OGWUELEKA, T. C. Use of Multivariate Statistical Techniques for the Evaluation of Temporal and Spatial Variations in Water Quality of the Kaduna River, Nigeria. **Environ Monit Assess**, v. 187, n. 3, 2015.

OKUMURA, A. T. R.; SILVA, A. G. da; SILVA, N. R. S. da; LOPES, E. R. do N.; BIFANO, R. B. A.; QUINELATO, R. V. Determinação da Qualidade da Água de um Rio Tropical sob a perspectiva do Uso do Solo e Cobertura Vegetal. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 4, p. 1835-1850, 2020.

O'MULLAN, G. D.; JUHL, A. R.; REICHERT, R.; SCHNEIDER, E.; MARTINEZ, N. Patterns of sediment-associated fecal indicator bacteria in an urban estuary: Benthic pelagic coupling and implications for shoreline water quality. **Science of the Total Environment**, n. 656, 2019.

PADILLA, F. M., GALLARDO, M., MANZANO-AGUGLIARO, F. Global trends in nitrate leaching research in the 1960–2017 period. **Science of the Total Environment**, n. 643, p. 400-413, 2018.

PEREIRA, M. D.; SIEGLE, E.; MIRANDA, L. B. de; SCHETTINI, C. A. F. Hidrodinâmica e transporte de material particulado em suspensão sazonal em um estuário dominado por maré: estuário de Caravelas (BA). **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 28, n. 3, p. 427-444, 2010.

PIAZZA, G. A.; GROTT, S. C.; GOULART, J. A. G.; KAUFMANN, V. Caracterização espaço-temporal da qualidade das águas superficiais dos mananciais de abastecimento de Blumenau/SC. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 14, n. 8, 2017.

PINHEIRO, J. H. P. A.; MIRANTE, M. H. P.; BENINI, S. M. **Gestão e Qualidade dos Recursos Hídricos**. 1. ed. São Paulo: ANAP, 2016.

PIRES, A. S. C. identification of potable water contamination sources by nitrate in the states of Minas Gerais and Sao Paulo. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 2, 2020.

PLANO MUNICIPAL DE CONSERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA - PMMA. **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica de Porto Seguro – Bahia**. Porto Seguro, p. 70, 2014.

QUEIROZ, L. G.; SILVA, F. T. da; PAIVA, T. C. B. de. Caracterização estacional das variáveis físicas, químicas, biológicas e ecotoxicológicas em um trecho do Rio Paraíba do Sul, SP, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 12, n. 2, p. 238-248, 2017.

QUINELATO, R. V.; FARIAS, E. da S.; BRITO, J. M. S. de; VIRGENS, W. A.; PIRES, L. C. Análise espaço temporal da qualidade da água dos rios Peruípe, Itanhém e Jucuruçu, Bahia. **Scientia Plena**, v. 16, n. 7, 2020.

ROCHA, H. M., CABRAL, J. B. P., BATISTA, D. F., OLIVEIRA, L. G. Avaliação físico-química e microbiológica das águas da bacia hidrográfica do rio Paraíso Jataí-GO. **Geosul**, v. 34, p. 51–74, 2019.

SANTIAGO, B. E. C., JESUS, T. B. de, SANTOS, L. B. de O. dos. Avaliação da qualidade da água no perímetro urbano de Riachão do Jacuípe, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 09, n. 04, p. 1058-1071, 2016.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 115-123, 2010.

SCHNACK, C. E.; MENEZES, C. T. B. de; CECI, G.; MUNARI, B. Qualidade da água no estuário do rio Urussanga (SC, Brasil): um ambiente afetado pela drenagem ácida de mina. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 16, n.3, p. 98-106, 2018.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)—a case study. **Water Research**, v. 38, p. 3980–3992, 2004.

SOBRINHO, M. A. da M.; ANDRADE, A. C. de. O desafio da conservação de manguezais em áreas urbanas: identificação e análise de conflitos socioambientais no Manguezal do Pina – Recife – PE – Brasil. **Unimontes Científica**, v.11, p.8-16, 2009.

SOUZA, K. S. **Influência do Desmatamento na Vazão da Bacia do Rio Uruçuí-Preto, Piauí**. 2015. 74 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Piauí, Bom Jesus, Piauí, 2015.

SOUZA, D. G.; MARQUES, D. S.; SANTOS, V. S.; SOUSA, A. C.; FIGUEIREDO, G. A. Aplicação de técnicas de análise exploratória no monitoramento da qualidade da água do rio Cuiá, João Pessoa-PB. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 15, n. 1, p. 131-145, 2019.

TAMBOSI, L. R.; VIDAL, M. M.; FERRAZ, S. F. DE B.; METZGER, J. P. Funções eco-hidrologicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v.29, p.151-162, 2015.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. 4. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2013.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2012.

VAEZA, R. F.; OLIVEIRA FILHO, P. C. DE; MAIA, A. G.; DISPERATI, A. A. Uso e Ocupação do Solo em Bacia Hidrográfica Urbana a Partir de Imagens Orbitais de Alta Resolução. **Floresta e Ambiente**, v. 17, p. 23-29, 2010.

VON-AHN, C. M. E.; PEREIRA FILHO, J. Diagnóstico da qualidade de água ao longo do estuário do rio Itajaí-Aço, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 2, p. 331-342, 2015.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014.

WANG, J., LIU, G., LIU, H., LAM, P. K. S. Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. **Science of the Total Environment**, v. 583, p. 421–431, 2017.

WRUBLACK, S. C.; MERCANTE, E.; BOAS, M. A. V.; PRUDENTE, V. H. R.; SILVA, J. L. G. Variation of Water quality along a river in agricultural watershed with support of geographic information systems and multivariate analysis. **Engenharia Agrícola**, n. 38, p. 74–81, 2018.

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.

**ANEXO A – LIMITES DETERMINADOS PELA CONAMA 357/2005 PARA ÁGUAS
DOCES CLASSE 2, SALINAS CLASSE 1 E SALOBRAS CLASSE 1**

PARÂMETROS	Conama 357/2005 Classe 2 - Doce	Conama 357/2005 Classe 1 - Salina	Conama 357/2005 Classe 1 - Salobra
Coliformes Totais (NMP/100mL)	-	-	-
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	Até 1000/100mL	Até 1000/100mL	Até 1000/100mL
pH	Entre 6,0 e 9,0	Entre 6,5 e 8,5	Entre 6,5 e 8,5
Temperatura (°C)	-	-	-
O.D (mgL⁻¹)	Mínimo de 5 mgL ⁻¹	Mínimo de 6 mgL ⁻¹	Mínimo de 5 mgL ⁻¹
DBO 5,20 (mgL⁻¹)	Até 5 mgL ⁻¹	-	-
Nitrato dissolvido (mgL⁻¹)	Até 10 mgL ⁻¹	Até 0,40 mgL ⁻¹	Até 0,40 mgL ⁻¹
Nitrito dissolvido (mgL⁻¹)	Até 1 mgL ⁻¹	Até 0,07 mgL ⁻¹	Até 0,07 mgL ⁻¹
Ntotal (mgL⁻¹)	2,18 mgL ⁻¹		
Clorofila-a (µgL⁻¹)	Até 30 µgL ⁻¹	-	-
Amônia dissolvida (mgL⁻¹)	3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg/L N, para pH > 8,5	Até 0,40 mgL ⁻¹	Até 0,40 mgL ⁻¹
Ferro (mgL⁻¹)	Até 0,3 mgL ⁻¹	Até 0,3 mgL ⁻¹	Até 0,3 mgL ⁻¹
Cloreto (mgL⁻¹)	Até 250 mgL ⁻¹	-	-
Fósforo Total (mgL⁻¹)	Até 0,1 mgL ⁻¹	Até 0,062 mgL ⁻¹	Até 0,124 mgL ⁻¹
Fósforo dissolvido (mgL⁻¹)	-	-	-
Turbidez (NTU)	Até 100 NTU	Virtualmente Ausente	Virtualmente Ausente
SDT (mgL⁻¹)	Até 500 mgL ⁻¹	-	-
ST (mgL⁻¹)	-	-	-
Condutividade (µScm⁻¹)	-	-	-
Salinidade (‰)	Igual ou inferior a 0,5%	Igual ou superior a 30%	Superior a 0,50% e inferior a 30%

Nota:(-) Limites não estabelecidos pela Conama n.º 357.

APÊNDICE A – PONTOS DE AMOSTRAGEM NO ESTUÁRIO DO RIO CARAÍVA



APÊNDICE B – DESVIO PADRÃO E MÉDIA DOS RESULTADOS DA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO ESTUÁRIO DO RIO CARAÍVA

	Pontos	C. Totais NMP100mL ⁻¹	C. Term. NMP100mL ⁻¹	pH	T °C	O.D mgL ⁻¹	DBO mgL ⁻¹	NO ₃ ⁻ mgL ⁻¹	NO ₂ ⁻ mgL ⁻¹	NT mgL ⁻¹	Cl-a µgL ⁻¹	NH ₃ mgL ⁻¹	Fe mgL ⁻¹	Cl ⁻ mgL ⁻¹	PT mgL ⁻¹	PD mgL ⁻¹	NTU	SDT mgL ⁻¹	ST mgL ⁻¹	Cond. µScm ⁻¹	Sal. ‰
Março/2019	A1	1,80	1,80	7,99	29,78	6,09	7,29	0,08	0,001	0,46	6,00	0,30	1,63	23,99	0,10	<LD	19,72	29,30	526,70	58,60	34,00
	DP	-	-	0,04	0,02	0,03	-	0,01	0,000	-	-	0,03	0,01	0,08	0,01	<LD	0,02	0,09	0,02	0,05	0,04
	A2	7,80	2,50	7,96	30,31	5,94	4,09	0,12	0,002	0,07	5,65	0,33	1,42	22,89	0,03	<LD	19,85	28,60	476,00	57,20	33,90
	DP	-	-	0,02	0,03	0,01	-	0,04	0,001	-	-	0,03	0,05	0,04	0,01	<LD	0,02	0,07	0,06	0,07	0,05
	A3	1,80	1,80	7,99	30,59	5,95	5,76	0,05	0,003	0,68	5,76	0,31	0,78	16,10	0,10	<LD	19,92	28,30	423,00	56,60	33,50
	DP	-	-	0,01	0,02	0,04	-	0,01	0,000	-	-	0,01	0,01	0,06	0,01	<LD	0,03	0,06	0,02	0,03	0,04
	A4	33,00	23,00	7,95	30,31	6,00	7,20	0,06	0,002	0,70	9,60	0,14	1,09	7,20	0,07	<LD	20,43	27,90	486,30	55,70	31,80
	DP	-	-	0,30	0,02	0,01	-	0,01	0,000	-	-	0,03	0,05	0,07	0,06	<LD	0,02	0,04	0,03	0,07	0,07
	A5	46,00	23,00	6,81	30,87	4,72	7,63	0,10	0,005	0,78	14,44	0,23	3,20	7,00	0,09	<LD	30,00	27,40	515,30	10,70	6,00
	DP	-	-	0,02	0,02	0,03	-	0,03	0,000	-	-	0,03	0,01	0,05	0,01	<LD	0,03	0,06	0,04	0,05	0,02
	A6	13,00	23,00	7,07	29,89	3,76	11,41	0,09	0,005	0,83	33,62	0,13	4,73	5,06	0,04	<LD	20,72	27,00	505,30	00,60	0,03
	DP	-	-	0,01	0,02	0,02	-	0,01	0,001	-	-	0,05	0,01	0,03	0,00	<LD	0,02	0,09	0,06	0,05	0,01
	B1	39,00	21,00	6,86	29,92	5,24	8,50	0,17	0,003	0,25	5,18	0,44	1,73	5,21	0,09	<LD	21,00	13,70	718,70	27,40	16,70
	DP	-	-	0,03	0,02	0,31	-	0,02	0,000	-	-	0,08	0,05	0,04	0,06	<LD	0,01	0,07	0,06	0,07	0,03
	B2	22,00	14,00	6,70	29,83	4,83	6,49	0,15	0,004	0,29	8,97	0,39	1,10	5,10	0,02	<LD	16,84	12,30	682,70	24,60	14,80
	DP	-	-	0,02	0,01	0,03	-	0,04	0,000	-	-	0,03	0,02	0,07	0,04	<LD	0,02	0,04	0,03	0,03	0,22
	B3	17,00	14,00	6,74	30,02	4,87	3,60	0,12	0,001	0,55	5,15	0,40	1,12	4,90	0,11	<LD	17,26	13,20	632,00	26,50	16,10
	DP	-	-	0,01	0,02	0,04	-	0,03	0,000	-	-	0,01	0,03	0,06	0,01	<LD	0,03	0,04	0,02	0,01	0,04
	B4	33,00	9,30	6,40	29,77	4,46	6,30	0,13	0,001	0,64	8,10	0,16	2,13	3,50	0,05	<LD	19,52	12,10	628,00	17,60	10,30
	DP	-	-	0,02	0,02	0,01	-	0,01	0,000	-	-	0,01	0,06	0,02	0,01	<LD	0,02	0,05	0,02	0,07	0,04
	B5	13,00	13,00	6,01	29,72	3,93	7,86	0,12	0,003	0,85	12,21	0,25	3,86	3,40	0,13	<LD	22,01	12,10	612,00	6,40	3,40
	DP	-	-	0,04	0,01	0,04	-	0,02	0,001	-	-	0,03	0,04	0,05	0,01	<LD	0,02	0,06	0,04	0,06	0,02
	B6	49,00	22,00	5,43	29,27	2,64	8,24	0,13	0,006	0,99	12,49	0,14	3,81	3,10	0,05	<LD	18,43	12,00	598,00	1,00	0,50
	DP	-	-	0,04	0,42	0,07	-	0,01	0,000	-	-	0,02	0,05	0,08	0,01	<LD	0,30	0,14	0,25	0,01	0,00
A	A1	3,60	3,00	8,10	26,68	5,83	7,62	0,12	0,002	2,03	7,05	0,36	1,80	20,03	1,22	0,03	7,40	42,30	803,40	84,60	31,80

DP	-	-	0,02	0,03	0,01	-	0,04	0,000	-	-	0,03	0,05	0,04	0,06	0,00	0,02	0,07	0,06	0,07	0,05
A2	93,00	6,20	6,58	27,51	5,53	5,42	0,13	0,024	0,06	6,82	0,29	1,84	18,34	1,14	0,14	8,40	40,30	748,60	17,00	29,00
DP	-	-	0,03	0,02	0,01	-	0,04	0,001	-	-	0,03	0,05	0,07	0,06	0,04	0,02	0,04	0,03	0,07	0,07
A3	460,00	14,00	6,35	26,37	4,94	5,83	0,13	0,025	3,05	14,21	0,26	1,53	15,04	1,71	0,11	5,60	32,70	654,90	65,50	26,70
DP	-	-	0,03	0,02	0,20	-	0,02	0,000	-	-	0,07	0,05	0,04	0,06	0,08	0,01	0,07	0,06	0,07	0,03
A4	43,00	3,60	6,20	27,81	5,53	7,20	0,10	0,033	2,92	9,94	0,23	2,35	6,68	1,61	0,13	13,50	25,50	552,90	30,60	1,60
DP	-	-	0,04	0,01	0,04	-	0,02	0,000	-	-	0,03	0,04	0,05	0,01	0,03	0,02	0,06	0,04	0,06	0,02
A5	43,00	3,00	6,10	26,98	5,21	7,92	0,05	0,037	0,17	14,17	0,27	2,67	5,29	2,92	0,14	25,40	21,50	484,00	347,00	0,20
DP	-	-	0,01	0,02	0,04	-	0,00	0,005	-	-	0,01	0,01	0,06	0,01	0,05	0,03	0,06	0,02	0,03	0,04
A6	460,00	23,00	6,21	27,16	5,76	8,06	0,09	0,031	0,93	16,43	0,22	1,68	4,32	0,89	0,12	14,30	20,30	482,70	104,00	0,10
DP	-	-	0,04	0,01	0,04	-	0,02	0,001	-	-	0,03	0,04	0,05	0,01	0,01	0,02	0,06	0,04	0,06	0,02
B1	43,00	3,60	6,96	27,42	5,48	7,19	0,22	0,022	2,08	14,71	0,45	2,40	5,02	1,12	0,12	13,30	48,00	816,50	17,30	15,10
DP	-	-	0,02	0,02	0,01	-	0,03	0,001	-	-	0,01	0,06	0,02	0,01	0,03	0,02	0,05	0,02	0,07	0,04
B2	1100,00	3,00	6,46	26,65	6,23	9,09	0,09	0,027	0,98	12,04	0,32	3,24	4,24	1,37	0,10	12,90	43,50	793,60	8,30	8,20
DP	-	-	0,01	0,02	0,03	-	0,01	0,001	-	-	0,01	0,01	0,08	0,01	0,05	0,02	0,09	0,02	0,05	0,04
B3	240,00	93,00	7,44	27,00	5,93	8,33	0,08	0,022	1,60	22,56	0,32	6,07	3,21	0,94	0,13	18,50	40,30	751,40	12,80	7,20
DP	-	-	0,01	0,02	0,02	-	0,01	0,000	-	-	0,05	0,01	0,03	0,01	0,03	0,02	0,09	0,06	0,05	0,04
B4	1100,00	6,20	6,19	27,63	5,74	7,55	0,09	0,036	4,08	11,01	0,30	2,08	2,94	1,33	0,12	18,03	33,00	633,30	9,50	0,10
DP	-	-	0,01	0,02	0,04	-	0,03	0,001	-	-	0,01	0,01	0,06	0,03	0,01	0,03	0,06	0,02	0,03	0,04
B5	240,00	3,00	6,08	26,67	5,81	8,31	0,07	0,035	3,41	13,54	0,22	3,37	2,32	0,86	0,12	23,00	27,40	501,00	142,00	0,10
DP	-	-	0,02	0,32	0,01	-	0,00	0,000	-	-	0,01	0,06	0,02	0,01	0,03	0,02	0,05	0,02	0,07	0,04
B6	460,00	23,00	6,03	27,36	6,25	8,51	0,07	0,038	1,69	19,89	0,24	3,03	2,04	1,11	0,12	30,30	21,20	494,00	110,00	0,10
DP	-	-	0,09	0,21	0,05	-	0,01	0,000	-	-	0,01	0,02	0,01	0,03	0,07	0,34	0,02	0,41	0,50	0,00
A1	11,00	11,00	7,97	27,82	7,85	6,61	0,80	0,008	1,03	7,46	0,03	1,12	17,53	4,35	0,27	2,36	24,40	606,40	48,90	31,30
DP	-	-	0,02	0,03	0,01	-	0,04	0,000	-	-	0,00	0,05	0,04	0,06	0,03	0,02	0,07	0,06	0,07	0,05
A2	1100,00	1100,00	7,98	27,80	7,53	9,49	1,04	0,007	1,05	8,75	0,01	0,37	17,02	3,98	0,31	6,53	24,40	557,00	48,80	31,20
DP	-	-	0,01	0,09	0,04	-	0,03	0,001	-	-	0,01	0,03	0,06	0,01	0,04	0,03	0,04	0,02	0,01	0,04
A3	1100,00	9,00	8,02	27,73	6,96	9,23	0,83	0,004	0,95	6,88	0,02	0,29	16,99	4,21	0,36	6,42	24,40	528,00	48,80	31,20
DP	-	-	0,01	0,02	0,07	-	0,02	0,000	-	-	0,05	0,01	0,09	0,01	0,02	0,02	0,09	0,06	0,05	0,04
A4	1100,00	1100,00	8,02	27,67	6,43	9,14	0,88	0,006	0,93	6,44	0,02	0,88	16,95	4,72	0,39	6,35	24,40	462,90	48,80	31,20

Março/2020

DP	-	-	0,01	0,02	0,03	-	0,01	0,000	-	-	0,01	0,03	0,08	0,01	0,03	0,02	0,09	0,02	0,05	0,04
A5	210,00	64,00	6,94	27,50	4,02	8,88	0,63	0,012	0,78	13,23	0,10	0,40	14,74	4,68	0,82	7,30	17,80	369,60	35,60	21,70
DP	-	-	0,01	0,02	0,04	-	0,03	0,000	-	-	0,01	0,01	0,06	0,01	0,02	0,03	0,06	0,02	0,03	0,04
A6	460,00	240,00	6,96	26,67	2,97	15,00	0,68	0,017	0,77	8,04	0,03	2,29	0,29	2,40	0,58	7,40	16,00	292,40	0,70	0,40
DP	-	-	0,02	0,23	0,03	-	0,04	0,005	-	-	0,03	0,02	0,07	0,04	0,04	0,02	0,04	0,03	0,03	0,01
B1	1100,00	23,00	7,09	26,92	6,12	8,02	0,35	0,011	0,63	7,19	0,14	0,54	6,23	2,95	0,90	2,79	14,10	673,50	28,20	17,00
DP	-	-	0,03	0,02	0,06	-	0,02	0,000	-	-	0,00	0,05	0,04	0,06	0,04	0,01	0,07	0,06	0,07	0,03
B2	1100,00	1100,00	7,92	26,77	5,15	9,70	0,39	0,009	0,59	7,46	0,16	2,20	4,24	2,94	0,92	3,21	12,50	576,90	25,10	14,8
DP	-	-	0,01	0,02	0,04	-	0,03	0,000	-	-	0,01	0,01	0,06	0,01	0,02	0,03	0,06	0,02	0,03	0,04
B3	1100,00	64,00	7,23	26,83	5,04	12,83	0,26	0,011	0,55	6,03	0,14	2,81	3,21	3,21	0,91	3,24	11,20	494,10	22,30	13,20
DP	-	-	0,01	0,02	0,03	-	0,01	0,000	-	-	0,01	0,01	0,08	0,01	0,15	0,02	0,09	0,02	0,05	0,04
B4	1100,00	1100,00	7,00	26,77	4,74	10,13	0,41	0,009	0,53	6,44	0,11	1,95	2,94	2,38	0,91	9,39	10,20	355,50	20,30	11,90
DP	-	-	0,02	0,02	0,01	-	0,03	0,000	-	-	0,01	0,06	0,02	0,01	0,03	0,02	0,05	0,02	0,07	0,04
B5	1100,00	1100,00	6,70	26,60	3,74	12,15	1,08	0,018	1,19	19,46	0,08	4,60	2,32	4,30	0,88	15,70	9,90	320,50	9,8	4,30
DP	-	-	0,02	0,02	0,01	-	0,04	0,001	-	-	0,01	0,06	0,02	0,01	0,04	0,02	0,05	0,02	0,07	0,04
B6	460,00	460,00	6,40	26,32	3,08	15,78	0,72	0,013	0,79	8,28	0,03	1,35	0,23	5,99	0,73	16,20	8,30	277,30	0,6	0,30
DP	-	-	0,03	0,06	0,01	-	0,01	0,000	-	-	0,01	0,05	0,05	0,06	0,04	0,02	0,07	0,06	0,03	0,05

Legenda: (-) – Parâmetros que não foram analisados em triplicata, logo não foram calculados os desvios padrões; A1 – Amostra do ponto 1 coletada na maré alta, B1 – Amostra do ponto 1 coletada na maré baixa, C, Totais – Coliformes Totais, C, Term, – Coliformes Termotolerantes, pH – Potencial Hidrogeniônico, T°C – Temperatura, OD – Oxigênio Dissolvido, DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio, NO₃⁻ – Nitrato, NO₂⁻ – Nitrito, NT – Nitrogênio Total, Cl-a – Clorofila *a*, NH₃ – Amônia, Fe – Ferro, Cl⁻ – Cloreto, PT – Fósforo Total, PD – Fósforo Dissolvido, NTU – Turbidez, SDT – Sólidos Totais, ST – Sólidos Totais, Cond, – Condutividade, Sal – Salinidade, <LD – Valores a baixo do limite de detecção do equipamento.

CONCLUSÃO GERAL

Com base nos resultados da análise da qualidade da água, da distribuição espacial das concentrações dos parâmetro e da análise de correlação entre a qualidade da água e os usos e ocupações do solo na área de influência dos poços, conclui-se que dos 24 poços analisados na Vila Histórica de Caraíva 14 encontram-se com a água subterrânea com valores inadequado de nitrato, cloreto, pH, coliformes totais e termotolerantes, SDT e turbidez, de acordo com o preconizado na Resolução Conama n.º 396 de 2008 e na Portaria de Consolidação n.º 5 de 2017, o que as tornam inadequadas para o consumo humano. De acordo com o apresentado, tal fato sugere que essa contaminação está diretamente relacionada a ausência de um esgotamento sanitário na Vila, ao elevado número de fossas na área de contribuição dos poços, o que faz com que as águas subterrâneas rasas sejam continuamente contaminadas pelos efluentes sanitários lançados em fossas sépticas inadequadas ou negras, a possibilidade de intrusão salina no lençol e a características do solo da região.

Já na análise da qualidade da água do estuário do Rio Caraíva foi possível inferir que este encontra-se fora dos padrões determinados pela Resolução Conama n.º 357 de 2015, tanto para as águas doces Classe 2 quanto as águas salobras e salinas Classe 1, devido principalmente à influência significativa da atividade humana nessa área. E, apesar disso, os resultados do IQA indicam que sua água pode ser classificada com uma qualidade boa e aceitável. Quanto a ACP, está demonstrou que existe relação significativa entre a qualidade da água e a precipitação pluviométrica.

Diante disso sugere-se que a água disponibilizada pela prefeitura, oriunda do poço localizado na Aldeia Barra Velha, seja filtrada antes de disponibilizada para a comunidade, em virtude do alto valor de ferro apresentado, em discrepância com o preconizado nas legislações para água destinada ao consumo humano, uma vez que este pode causar danos à saúde humana, conferir à água um sabor amargo e uma coloração amarelada e turva, além de causar manchas em instalações sanitárias, em roupas e obstruir tubulações. Quanto a água subterrânea da Vila Histórica de Caraíva, sugere-se que esta comece a ser utilizada também após um tratamento preliminar, como filtração e cloração, reduzindo assim a ocorrência de surtos associados a doenças de veiculação hídrica. No entanto essa ação é uma medida paliativa, sendo imprescindível ações por parte do poder público e da comunidade que visem adequar o sistema de esgotamento sanitário da Vila, visto que atualmente nem todas as alternativas de tratamento descentralizada de efluentes que são utilizadas são adequadas para a região e que foram constatados também pontos de inadequação na qualidade da água do estuário, estando

possivelmente relacionados a inadequação do sistema de esgotamento sanitário. Dentre as alternativas de esgotamento sanitário individuais pode-se destacar os Sistemas Alagados Construídos, Círculo de Bananeira, Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, Fossas Verdes, Fossa Séptica Biodigestora, Tanque Séptico, Filtro de Areia, Filtro Anaeróbio, Vermifiltro, Biodigestor e Reator Anaeróbio Compartimentado.

Já como medidas de mitigação e melhoria da qualidade da água, que visem solucionar os problemas encontrados, sugere-se que sejam tomadas ações que visem frear tanto a contaminação da água subterrânea quanto a água do estuário do rio Caraíva, tais como: inicialmente, a implantação de políticas públicas municipais voltadas ao tratamento correto de esgoto, em sinergia com práticas de educação ambiental e saúde, coleta e descarte de resíduos em local e condições de manutenção apropriadas.

ANEXO A – PROPOSTAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

Sistemas Alagados Construídos (SAC)

Também conhecido como zonas de raízes ou wetlands, essa proposta de tratamento se destina as águas cinzas (efluentes de chuveiros e pias) ou efluente doméstico (junção de todas os efluentes gerados na casa) que já foi previamente tratado. Esse sistema é composto por um retângulo com paredes e fundo impermeabilizados, preenchido por materiais particulados (areia, brita, seixo rolado), utilizados como meio suporte para o crescimento das plantas aquáticas ou macrófitas, que atuaram na remoção dos poluentes, fixação dos microrganismos, degradação da matéria orgânica e conseqüentemente, tratamento do efluente (VON SPERLING, 2014; TONETTI et al., 2018).

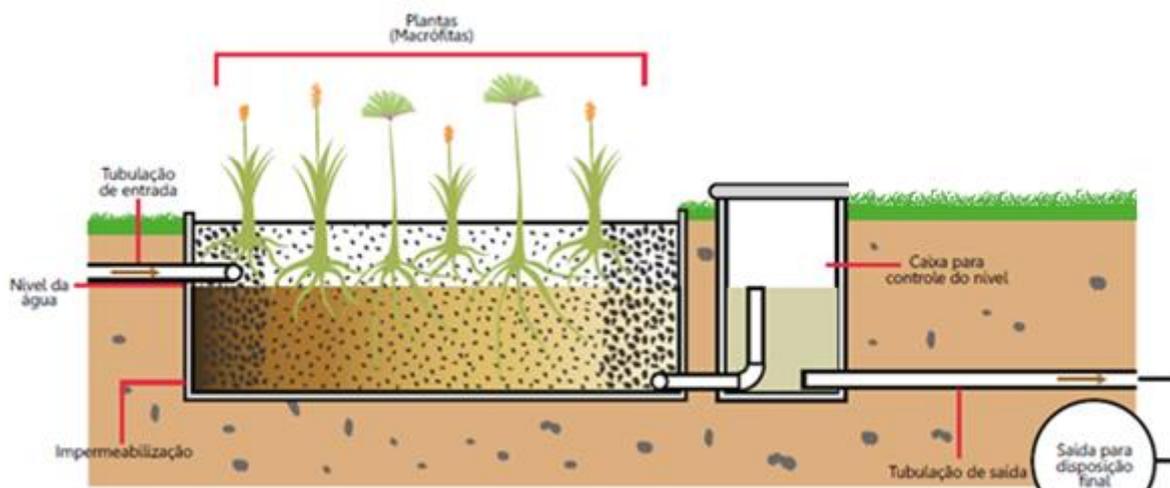
As espécies de plantas mais utilizadas, devido ao seu rápido crescimento em ambientes alagados, são a taboa (*Thypha*), o papiro (*Cyperus*), o biri (*Canna*) e gramíneas como o capim Tifton (*Cynodon*) (VON SPERLING, 2014; TONETTI et al., 2018).

Recomenda-se que, quando utilizado para o tratamento de águas cinzas, seja adicionada uma caixa de gordura e/ou caixa de retenção de sólidos grosseiros antes do SAC, evitando assim que gorduras, fios de cabelo e fiapos de roupa entupam o sistema. Já quando utilizado para o tratamento de efluentes domésticos, recomenda-se que seja adicionado uma unidade de tratamento antes do SAC, pois este funciona apenas como um tratamento complementar para esse tipo de efluente, logo a sua utilização sozinha geraria transtornos ao sistema e ineficiência no tratamento. Exemplos de tratamento que podem ser utilização em conjunto são os Tanques Sépticos, os Biodigestores e os Reatores Anaeróbios Compartimentados (TONETTI et al., 2018).

Quanto ao dimensionamento do sistema, este deve ser realizado de acordo com o volume diário de afluente a ser tratado, sendo calculada uma área média de 2 m² por pessoa, tendo uma profundidade entre 0,6 e 1,0m (TONETTI et al., 2018).

Esse sistema vem sendo muito utilizado no Brasil, sendo alvo de diversos estudos que visam avaliar a sua eficiência. Exemplos de estudos como esse foi o realizado por Dantas et al. (2019), com o objetivo de avaliar a eficiência de um sistema de alagado construído para o tratamento de águas cinzas e sua possibilidade de reutilização, sendo constatado que tal sistema é eficiente, reduzindo em até 80% os valores de turbidez e coliformes totais, e em mais de 90% os valores de sólidos sedimentáveis. Diante disso, foi constatado também que o efluente tratado

neste sistema pode ser reutilizado para lavagem de veículos e calçadas, rega de jardins, forragens e pastagem.



Fonte: Tonetti et al. (2018).

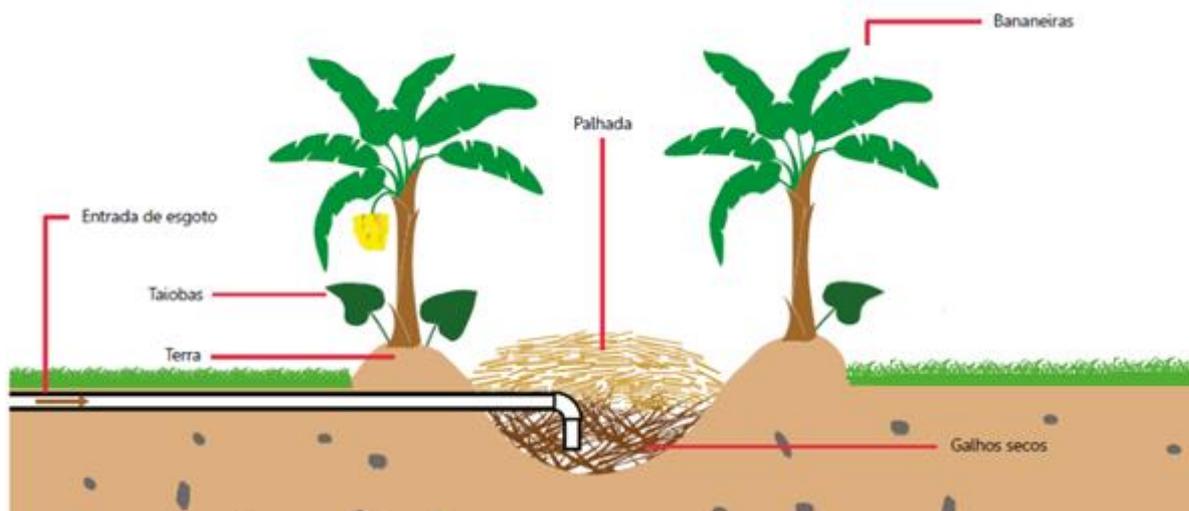
Círculo de Bananeiras

Essa proposta de tratamento se destina às águas cinzas (efluentes de chuveiros e pias), efluente doméstico (junção de todas as efluentes gerados em uma residência) e efluentes de vasos sanitários que já foram previamente tratados. Esse sistema é composto por uma vala circular, com paredes não impermeabilizadas, preenchida com galho e palhas, para onde a tubulação conduzirá o efluente a ser tratado, circunscrito por bananeiras e/ou outras plantas que necessitam de solo úmido e rico em nutrientes (FIGUEIREDO; SANTOS; TONETTI; 2018; TONETTI et al., 2018).

Nesse sistema, a água e os nutrientes presentes no efluente são consumidos pelas bananeiras, enquanto os materiais orgânicos serão degradados pelos microrganismos presentes no solo (FIGUEIREDO; SANTOS; TONETTI; 2018; TONETTI et al., 2018).

Quanto ao dimensionamento do sistema, a vala deve ter uma profundidade de aproximadamente 0.5 a 1.0m e 1.4 a 2.0m de diâmetro, garantindo assim um volume interno de 1000L, o que atende uma casa de 3 a 5 pessoas (FIGUEIREDO; SANTOS; TONETTI; 2018; TONETTI et al., 2018).

Como o círculo de bananeiras é uma alternativa de tratamento e também de disposição final do efluente, recomenda-se que está seja construída em local afastado do lençol freático e de nascentes. Deve-se evitar também seu uso em locais com solo arenoso, ou então ser adicionada uma camada de argila nas paredes e no fundo do buraco, dificultando a infiltração da água (TONETTI et al., 2018).



Fonte: Tonetti et al. (2018).

Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA)

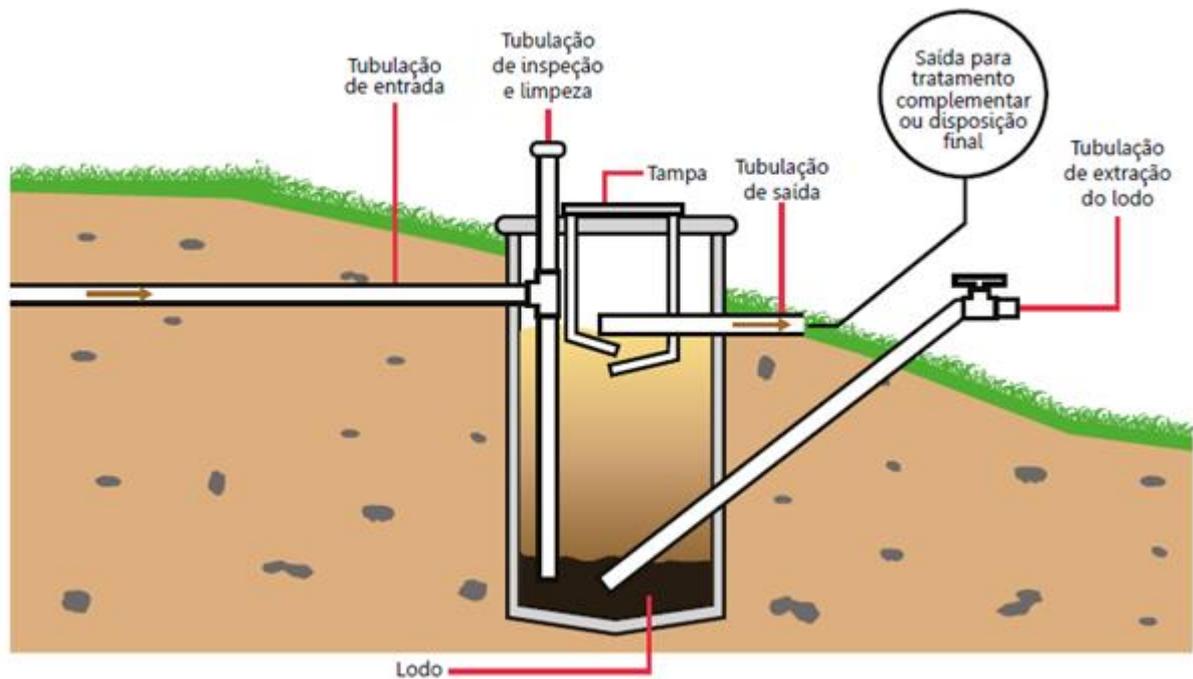
Essa unidade de tratamento, também conhecida como UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), se destina a efluentes de vasos sanitários e a efluente doméstico (junção de todas os efluentes gerados em uma residência). Nela o efluente entra pela parte de inferior do reator, percorre toda a unidade até a saída no topo. Esse fluxo ascendente faz com que no seu interior forme-se uma “manta de lodo” constituída por micro-organismos, que tem por finalidade decompor a matéria orgânica sem a presença de oxigênio (degradação anaeróbia). No topo do reator, são colocados defletores (placas) que separam o líquido dos materiais sólidos e do biogás formado naturalmente pelo processo. Após passar pelo reator, o efluente tratado pode ser infiltrado no solo e/ou reutilizado, ou caso seja necessário, o mesmo pode ser destinado a um tratamento complementar como um Filtro Anaeróbio, Filtro de Areia ou Sistemas Alagados Construídos (VON SPERLING, 2014; TONETTI et al., 2018).

Os reatores anaeróbios podem ser construídos com tubos plásticos, anéis de concreto, alvenaria ou qualquer material que garanta sua impermeabilização, devendo ser levado em consideração o dimensionamento do reator para que atenda ao volume de efluente a ser lançado e um tempo de permanência mínimo de 9h, garantindo assim o tratamento adequado do efluente. Quanto ao seu dimensionamento, para uma unidade que visa atender até 5 pessoas, será necessária uma área entre 1.5 a 4 m² (TONETTI et al., 2018).

Como essa unidade de tratamento pode ser utilizada para o tratamento dos efluentes domésticos como um todo, recomenda-se que caso for ser lançado os efluentes gerados na cozinha, adicione-se uma caixa de gordura antes do reator, evitando assim problemas no tratamento devido ao excesso de gordura. Cabe ressaltar também a necessidade de se realizar limpezas anuais no interior do reator, podendo essa ser realizada com a instalação de uma

tubulação para extração do lodo estabilizado sem o auxílio de um caminhão limpa fossa (TONETTI et al., 2018).

A eficiência de um sistema similar ao apresentado foi analisada no estudo realizado por Acastro, Santos e Valente (2018) e Carvalho (2019), onde foi constatado que mesmo o sistema apresentando eficiência significativa, faz-se necessário um pós tratamento do efluente antes de lança-lo no meio ambiente.



Fonte: Tonetti et al. (2018).

Fossa Verde

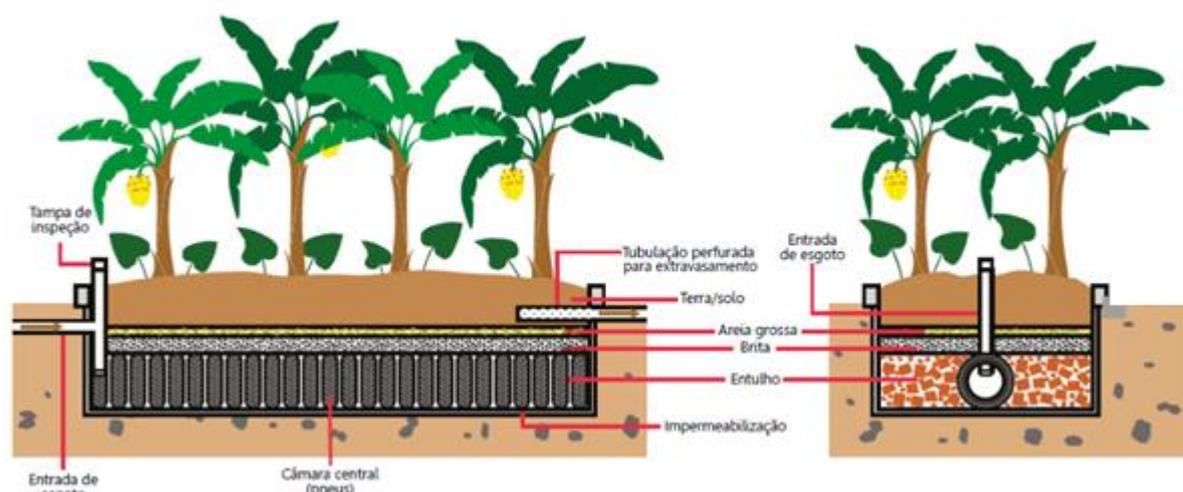
Também conhecida como Bacia de Evapotranspiração (BET), Tanque de Evapotranspiração (Tevap), Biorremediação Vegetal, Fossa de Bananeira, Ecofossa, Fossa Biossética e Canteiro Biossético, destina-se ao tratamento de efluentes de vasos sanitários. Esse sistema se divide em três partes, um compartimento central onde é feito o recebimento do efluente e a sua digestão inicial; que pode ser construído com diferentes materiais com pneus velhos ou blocos cerâmicos vazados; uma camada filtrante; que pode ser constituída de entulho, brita e areia; e uma área plantada com bananeiras, taiobas e lírios do brejo. Para construção desse sistema é necessária uma área entre 1.5 e 2.0 m² por pessoa, sendo sua profundidade máxima entre 1.2 e 1,5 m (FIGUEIREDO; SANTOS; TONETTI; 2018; TONETTI et al., 2018).

Um dos diferenciais desse sistema é o fato de em sua grande maioria não necessitar de inspeções e limpezas, no entanto, por segurança, recomenda-se a instalação de pelo menos dois tubos de inspeção, e também o fato de poder ser instalado em diferentes tipos de solo, desde

solos arenosos, solos bem argilosos e até mesmo solos com lençol freático baixo, onde brota-se água com facilidade. Outra grande vantagem desse sistema é o fato de se poder consumir os alimentos e folhas que crescerem no sistema, evitando apenas o consumo de raízes ou folhas colhidas muito próximas ao solo (FIGUEIREDO; SANTOS; TONETTI; 2018; TONETTI et al., 2018).

Uma ressalva importante é que, para evitar o encharcamento da estrutura, a tubulação de entrada do efluente (100mm) deve chegar até o meio da câmara central e deve ser construído também um muro de contenção, evitando assim a entrada de água de escoamentos superficiais do solo ao redor. Além disso, a camada superficial não deve ficar exposta, devendo sempre estar coberta por galhos e folhas secas (FIGUEIREDO; SANTOS; TONETTI; 2018; TONETTI et al., 2018). Outra ressalva é de que, apesar de na grande maioria dos casos o esgoto tratado ser totalmente consumido pelas bananeiras, por precaução, recomenda-se a instalação de uma tubulação de drenagem, que direcione o efluente tratado excedente para um círculo de bananeira ou até mesmo para o solo (FIGUEIREDO; SANTOS; TONETTI; 2018; TONETTI et al., 2018).

Um sistema de fossa verde, semelhante ao apresentado, foi implantado, no estudo realizado por Figueiredo et al. (2019), em uma área rural no município de Campinas, em São Paulo, com o objetivo de analisar a eficiência do sistema e a qualidade do efluente tratado. Ao final do estudo foi constatado que o sistema é de fato eficiente, e um dos mais indicados para comunidades isoladas que não são atendidas por um sistema de esgotamento sanitário.



Fonte: Tonetti et al. (2018).

Fossa Séptica Biodigestora

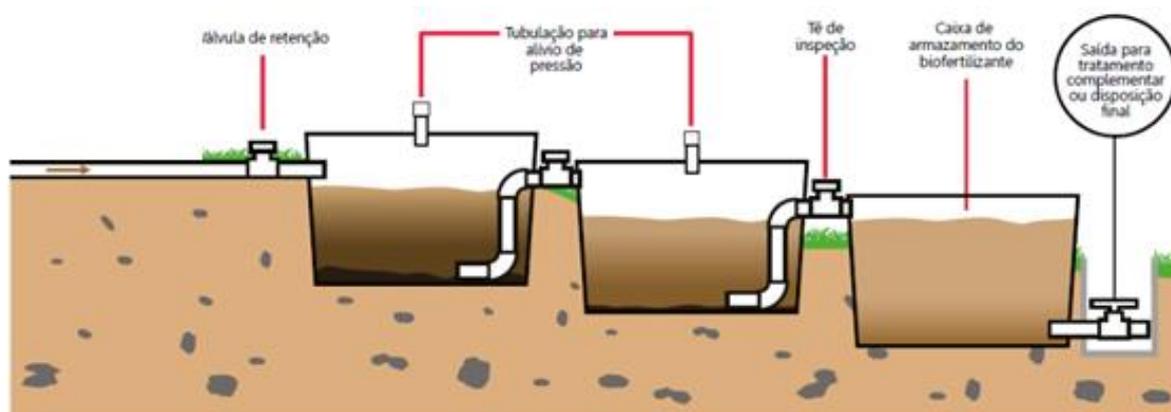
Destinado ao tratamento de efluentes de vasos sanitários, esse sistema é composto por três caixas conectadas onde ocorrem a degradação da matéria orgânica e conseqüentemente o tratamento do efluente, essas caixas devem ser de no mínimo 1000L e a tubulação que as

interliga de 100mm. Quando bem dimensionado, esse sistema pode atender a uma família de até 5 pessoas, caso o número seja maior, indica-se adicionar mais caixas ao sistema, devendo o efluente ter um tempo de permanência de no mínimo 24h dentro do sistema (VON SPERLING, 2014; JORDÃO; PESSOA, 2014; TONETTI et al., 2018).

Quanto a manutenção do sistema, não é indicado jogar papel higiênico no vaso sanitário e a limpeza do vaso deve ser realizada utilizando sabão neutro. Cabe ressaltar também a importância de instalar respiros nas duas primeiras caixas e de se pintar as tampas de preto, auxiliando assim na manutenção da temperatura do sistema (JORDÃO; PESSOA, 2014; TONETTI et al., 2018).

A grande vantagem desse sistema é que o efluente após o tratamento pode ser utilizado como um biofertilizante, podendo ser lançado em plantas ou serem construídas valas de infiltração. É importante destacar o fato de que o biofertilizante não pode ser aplicado em verduras, hortaliças ou frutas que crescem rente ao solo, e que também não devem ser coletadas frutas do chão em áreas onde o biofertilizante foi aplicado (JORDÃO; PESSOA, 2014; TONETTI et al., 2018).

A utilização desse sistema em comunidades não atendidas pelo sistema de esgotamento sanitário foi analisada por diversos pesquisadores brasileiros, dentre eles Peres, Hussar e Beli (2010), Farah e Gaspar (2017) e Postigo et al. (2017), sendo em todos estes estudos constatado que devido à ausência de saneamento básico, a substituição de fossas negras por fossas sépticas biodigestoras é satisfatória, no entanto ainda requerer mais estudos, visto que o efluente após passar por esse sistema ainda não atende as exigências para a seu lançamento no ambiente, sendo indicado então ser submetido a um tratamento secundário, como sistemas alagados construídos, filtro de areia ou filtro anaeróbio.



Fonte: Tonetti et al. (2018).

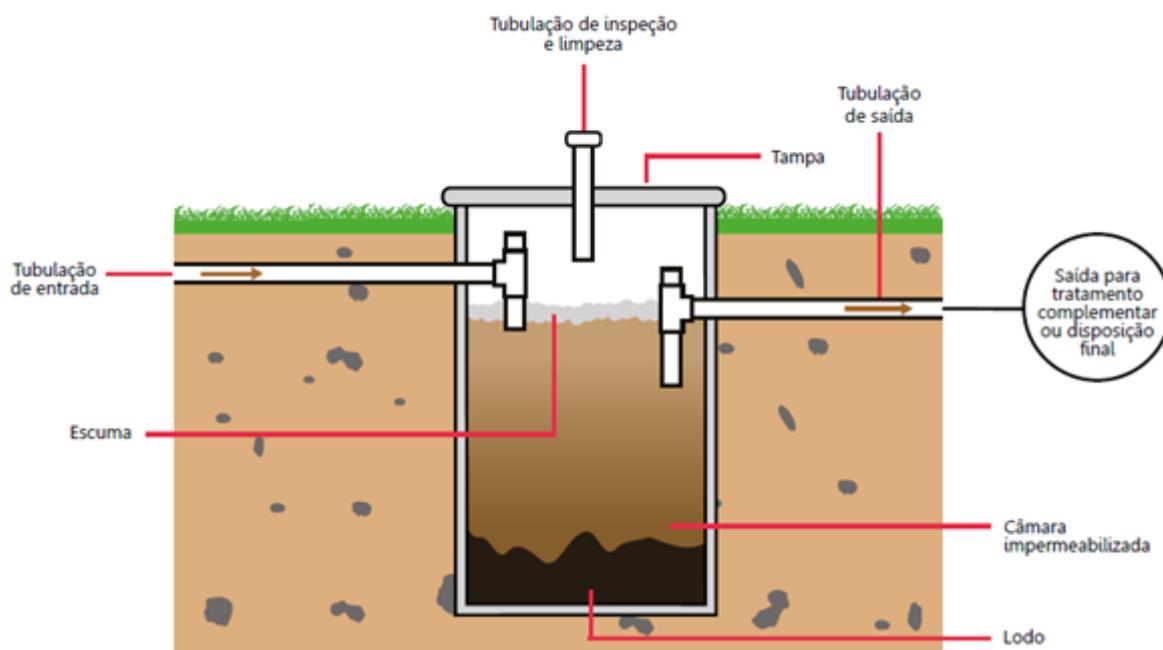
Tanque Séptico

Destinado aos efluentes domésticos (junção de todas os efluentes gerados em uma residência) e a efluentes de vasos sanitários, esse tratamento é composto por uma câmara, onde o efluente entra em sua parte superior, devendo ficar armazenado ali por um período entre 12 e 24h, proporcionando assim a sedimentação de até 70% do material suspenso e a flutuação de óleos e gorduras (TONETTI et al., 2018; TEMO, 2019). Cabe destacar que é de suma importância que a entrada do efluente seja por uma tubulação em tê, fazendo com que o efluente seja conduzido para o fundo e entre em contato com o lodo responsável pelo seu tratamento, e que este lodo seja removido periodicamente, devido ao volume acumulado (TONETTI et al., 2018).

Outra ressalva importante é o fato de que o efluente após sair do tanque séptico necessita de um tratamento complementar, sendo indicado sistemas alagados construídos, filtro anaeróbio, filtro de areia ou vermifiltros (TONETTI et al., 2018; TEMO, 2019).

Quanto aos seus aspectos construtivos, este pode ser construído com anéis de concreto, alvenaria, ou qualquer material que garanta a impermeabilização das paredes e do fundo, tendo uma profundidade de pelo menos 1.50 m. A área necessária para construir um sistema que atenda a 5 pessoas é de 1.5 a 4 m² (TONETTI et al., 2018).

Um sistema de tanque séptico, semelhante ao apresentado, associado com um sistema de alagados construídos, foi analisado no estudo realizado por Temo (2019), onde com o objetivo de determinar o desempenho desse sistema combinado, para remoção de poluentes de efluente sanitário, foi constatado que este apresentou eficiência na remoção de poluentes superior ao preconizado na resolução Conama n.º 430 de 2011.



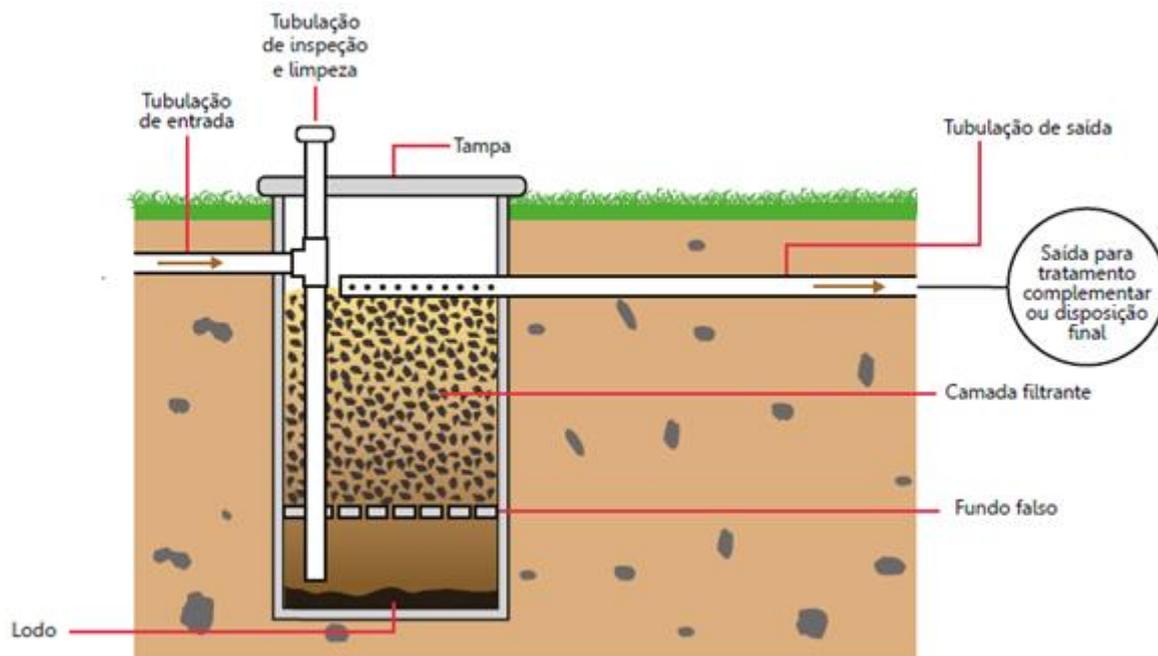
Fonte: Tonetti et al. (2018).

Filtro Anaeróbio

Destinado ao pós tratamento do efluente doméstico (junção de todas os efluentes gerados em uma residência), o filtro anaeróbio é formado por uma câmara preenchida com material filtrante (brita, seixo, conduíte picado, anéis de plástico, cacos de tijolos ou telhas, bambu, cascas de coco) que possibilita a fixação dos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e tratamento do efluente. Cabe ressaltar que, para reter o lodo produzido e aumentar sua eficiência, pode ser construído um fundo falso, por onde o efluente será inserido no sistema (VON SPERLING, 2014; JORDÃO; PESSOA, 2014; TONETTI et al., 2018).

Recomenda-se que o filtro anaeróbio seja precedido de um Tanque Séptico, um Biodigestor ou um Reator Anaeróbio Compartimentado, evitando assim o entupimento do material filtrante. Após passar por esses dois sistemas, para uma maior garantia da qualidade do efluente tratado, o efluente pode ser conduzido a um sistema alagado ou a um filtro de areia (VON SPERLING, 2014; TONETTI et al., 2018).

Quanto aos seus aspectos construtivos, este pode ser construído de alvenaria, anéis de concreto ou qualquer material que garanta a impermeabilização das paredes e do fundo. A área necessária para sua construção, visando o tratamento do efluente produzido por 5 pessoas, é de 1.5 a 4 m² (TONETTI et al., 2018).



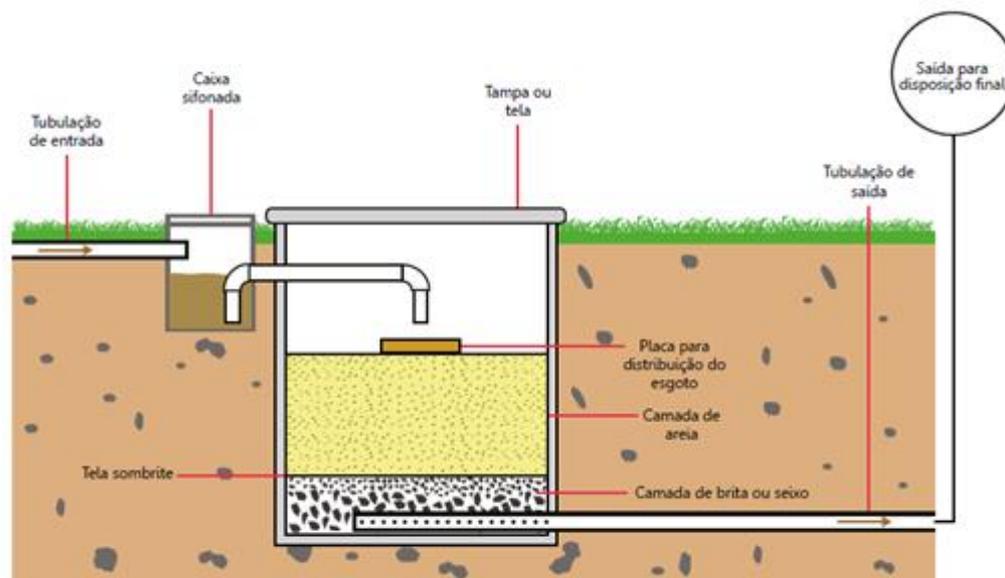
Fonte: Tonetti et al. (2018).

Filtro de Areia

Essa unidade de tratamento é destinada a efluentes domésticos (junção de todas os efluentes gerados em uma residência), devendo ser precedida de um tanque séptico ou um filtro anaeróbio. Esse sistema consiste em uma caixa preenchida superiormente por uma camada de areia, seguida por outro material filtrante de maior granulometria (pedriscos, britas ou seixo rolado), sendo o tratamento do efluente realizado no processo de filtração e pela degradação da matéria orgânica pelos microrganismos presentes na areia e nos demais materiais filtrantes (JORDÃO; PESSOA, 2014; TONETTI et al., 2018).

Quanto aos aspectos construtivos, o filtro de areia pode ser construído com anéis de concreto, alvenaria, bombonas plásticas, caixas de água ou qualquer material que garanta a impermeabilização das paredes e do fundo, devendo ter uma profundidade de cerca de 1.0m. É de suma importância que o efluente seja lançado de forma homogênea no sistema, dessa forma é necessário colocar uma placa de madeira ou concreto próximo ao local de aplicação do efluente (JORDÃO; PESSOA, 2014; TONETTI et al., 2018).

O uso contínuo desse sistema ou a sua utilização sem um outro sistema o antecedendo pode gerar o entupimento da camada superior de areia, o que torna a remoção desse material necessária e acaba tornando a sua utilização inviável. Dessa forma, recomenda-se uma aplicação diária máxima de 200 Lm⁻² de efluente, sendo a área necessária para construí-lo, visando o tratamento do efluente produzido por 5 pessoas, é de 2 a 5 m² (TONETTI et al., 2018).



Fonte: Tonetti et al. (2018).

Vermifiltro

Esse tratamento destina-se às águas cinzas (efluentes de chuveiros e pias), efluente doméstico (junção de todas os efluentes gerados em uma residência), efluentes de vasos sanitários e efluentes que já foram previamente tratados. Seu sistema é dividido em duas partes, na parte superior composta por serragem, húmus e minhoca e a parte inferior composta por material filtrante (brita, seixo rolado ou pedriscos), dividido em diferentes granulometrias. Como nesse sistema o efluente entra pela parte superior, a degradação inicial da matéria orgânica fica a cargo das minhocas, enquanto a decomposição mais refinada fica a cargo dos microrganismos presentes no material filtrante (TONETTI et al., 2018).

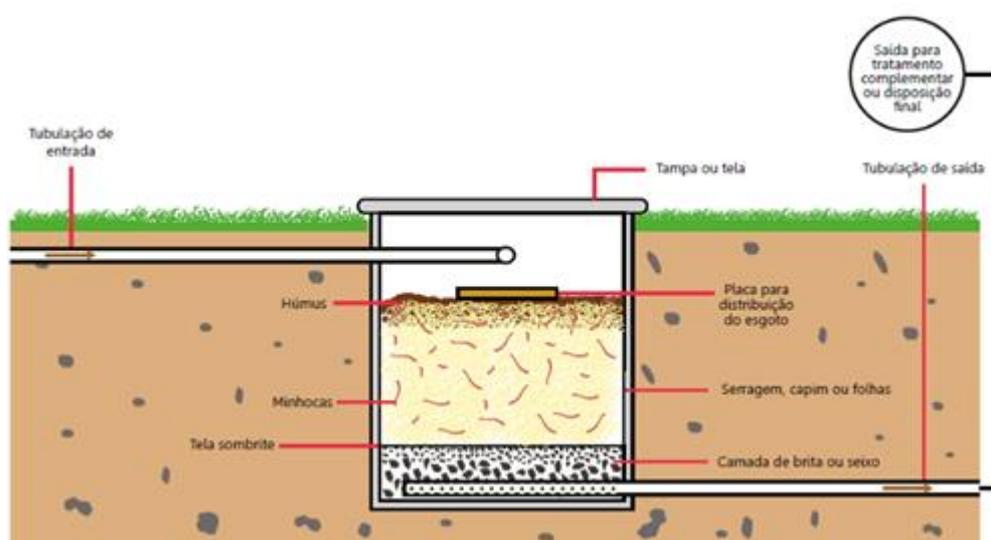
As minhocas mais utilizadas em vermicompostagem são as californianas, das espécies *Eisenia andrei* e *Eisenia fetid*. Essas minhocas se alimentam de restos orgânicos e proporcionam uma aeração natural do meio. Além disso, auxiliam na formação da comunidade de microrganismos, que são os principais responsáveis pela decomposição da matéria orgânica (TONETTI et al., 2018).

Quanto aos aspectos construtivos, o vermifiltro pode ser construído com anéis de concreto, alvenaria, bombonas plásticas, caixas de água ou qualquer material que garanta a impermeabilização das paredes e do fundo, devendo ter uma profundidade de cerca de 0.8m. Cabe ressaltar que, é de suma importância que o efluente seja lançado na parte superior de forma homogênea e de modo intermitente. Quanto a taxa de aplicação diária, recomenda-se um volume entre 400 e 1000 Lm⁻², tendo o sistema uma camada de serragem mais minhocas de pelo menos 40cm e com uma camada de materiais filtrantes de 40cm. Após passar pelo material

filtrante o efluente tratado é conduzido por uma tubulação com pequenos orifícios, localizada no fundo do sistema, conduzindo o efluente tratado para o solo. A área necessária para construir um sistema que atenda a 5 pessoas é de 2 a 4 m² (TONETTI et al., 2018).

Devido a sensibilidade das minhocas as variações de temperatura dos efluentes e a presença de produtos de limpeza, recomenda-se que seja instalado um tanque séptico antes do vermifiltro, assegurando assim o adequado desenvolvimento e sobrevivência das minhocas. Recomenda-se também a remoção do húmus produzido uma ou duas vezes a cada seis meses e a reposição da serragem. O húmus removido, após processo de secagem, pode ser utilizado como fonte de nutrientes para adubação (TONETTI et al., 2018).

Quanto a eficiência do sistema de vermifiltro, no estudo realizado por Madrid et al. (2019), com o objetivo de analisar o uso de minhocas para o tratamento de efluentes, foi constatado que, apesar de não existirem normas nacionais nem internacionais que determinem o seu dimensionamento, e a NBR n.º 13.969 de 1997 (ABNT, 1997) determinar que tratamentos descentralizados devam ser realizados em pelo menos duas etapas, tal sistema apresentou viabilidade técnica para ser utilizado como sistema de tratamento de efluentes em comunidade isoladas, sendo a eficiência de tratamento ainda maior se este for associado a um tratamento secundário.



Fonte: Tonetti et al. (2018).

Biodigestor

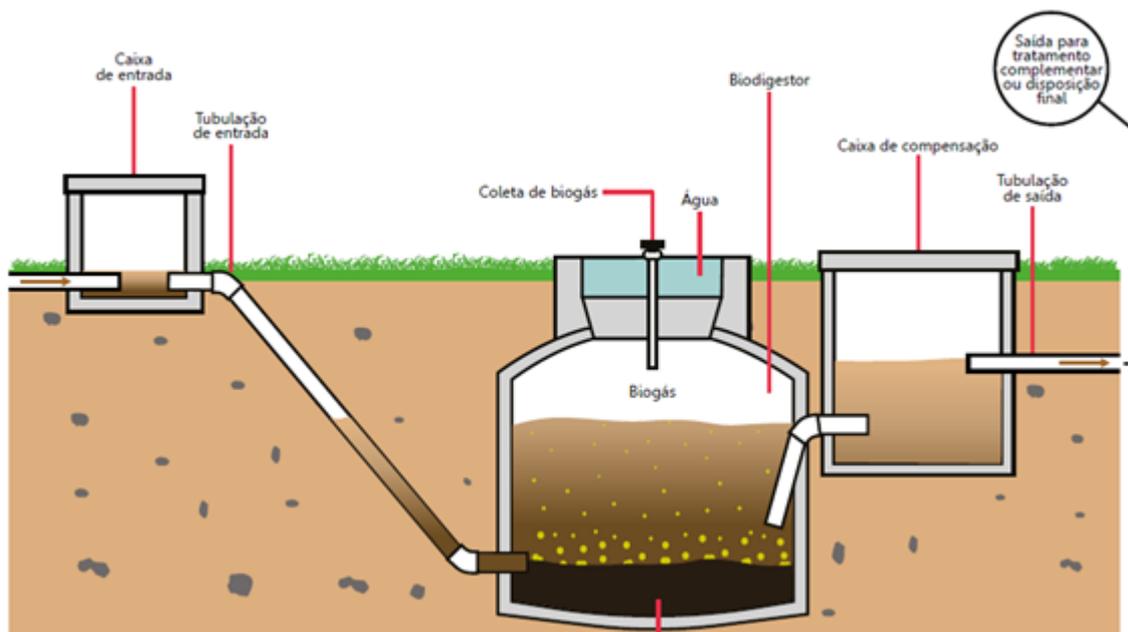
Unidade destinada ao tratamento de efluente doméstico (junção de todas os efluentes gerados em uma residência), efluentes de vasos sanitários, dejetos de animais, restos de alimentos e até mesmo a combinação destes, consiste em uma câmara fechada onde é realizada

a digestão anaeróbia da matéria orgânica e um gasômetro que armazena o gás gerado no processo de digestão, sendo necessário um tempo mínimo de residência de um dia para que o efluente seja efetivamente tratado (TONETTI et al., 2018).

Para iniciar o tratamento, o efluente deve ser inserido no biogás pela sua lateral e conduzido para o fundo da câmara. Dentro do biodigestor ocorre a degradação anaeróbia da matéria orgânica presente no efluente, levando a produção do biogás, constituído de uma mistura de gases, dentre eles o metano. O biogás produzido fica retido no gasômetro e pode ser conduzido com uma tubulação até o ponto de utilização. A remoção do lodo produzido e limpeza do sistema deve ser realizada a cada 2 a 4 anos, através da caixa de compensação pela tampa do biodigestor. O fato do biogás produzido poder ser reutilizado e as manutenções de limpeza serem necessárias após longos períodos de utilização, fazem desse sistema uma boa opção para o tratamento de efluentes, no entanto, apesar da sua eficiência, recomenda-se que o efluente, após passar pelo biodigestor, seja encaminhado para um tratamento complementar como um filtro anaeróbio e um sistema alado construído (TONETTI et al., 2018).

Cabe ressaltar que existem diversos modelos de biodigestores, dentre eles o canadense, que consiste em uma lagoa coberta por uma lona, o biodigestor sertanejo, que consiste em uma adaptação utilizando placas de concreto, e diversos outros modelos pré-fabricados já testados e comercializados, como os biodigestores bags (TONETTI et al., 2018).

Quanto aos aspectos construtivos, este modelo de biogás, denominado de “chinês”, muito utilizado no Brasil, pode ser construído de alvenaria, sendo sua impermeabilização constituída de várias camadas de nata de cimento e areia fina. A área necessária para sua construção, atendendo uma residência com 5 pessoas, é de 5 m² (TONETTI et al., 2018).



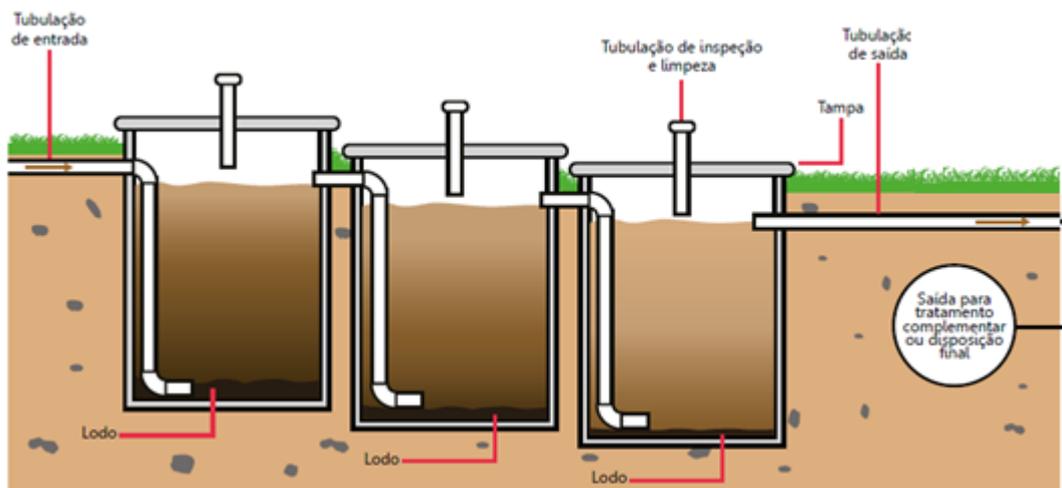
Fonte: Tonetti et al. (2018).

Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)

Destinado ao tratamento de efluentes domésticos (junção de todas os efluentes gerados em uma residência) e efluentes de vasos sanitários, esse sistema muito se assemelha a um tanque séptico, diferenciando apenas no fato de possuir múltiplas câmaras em série. Em cada câmara o efluente é direcionado pela parte inferior, tendo sua saída na parte superior, permitindo assim seu maior contato com o lodo que se acumula no fundo de cada câmara. Esse fluxo é importante pois é no lodo que se encontram os microrganismos que realizaram a degradação da matéria orgânica e conseqüentemente o tratamento do efluente (TONETTI et al., 2018).

O efluente deve ficar retido no RAC por um período de 10 a 24h, sendo a qualidade do efluente tratado superior à de um tanque séptico, no entanto ainda assim é recomendado um pós tratamento como um filtro de areia ou um sistema alagado construído (TONETTI et al., 2018).

Quanto aos aspectos construtivo, o RAC pode ser construído com anéis de concreto, alvenaria, bombonas de plástico, caixas de água ou qualquer outro material que garanta sua impermeabilização. Cabe ressaltar que as câmaras podem ser de volumes iguais ou ter a primeira com uma capacidade maior, uma vez que é nesta que ocorre a maior retenção de partículas sólidas. A área necessária para sua construção, visando atender a 5 pessoas, é de 3 a 8 m² (TONETTI et al., 2018).



Fonte: Tonetti et al. (2018).

Disposição Final do Lodo

Quanto a destinação final do lodo gerado nos sistemas apresentados acima, principalmente em comunidades isoladas, de difícil acesso, a Conama n.º 375 de 2006

determina que após a sua estabilização, este pode ser utilizado como adubo. No entanto é proibida a sua utilização em culturas em que a parte comestível entre em contato com o solo, bem como em plantações de tubérculos, raízes, pastagens, cultivo de olerícolas e culturas inundadas. Em solos em que a utilização do lodo já tenha sido realizada, esses cultivos só poderão ser realizados após 48 meses da última aplicação, exceto pela pastagem, que poderá ser realizada após 24 meses (CONAMA, 2006).

Recomenda-se também que o uso do lodo não seja realizado em um raio menor que 100 m de residências e poços rasos, podendo este limite ser ampliado para garantir que não haja incômodos à vizinhança, e que ele não seja armazenado diretamente no solo antes de sua estabilização (CONAMA, 2006).

Quanto a estabilização do lodo em comunidades isoladas, a Conama (2006) determina, entre outros métodos, que este seja estabilizado com uma quantidade suficiente de cal para que seu pH seja elevado, por duas horas, até no mínimo 12.