



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
DOUTORADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

RAIMUNDO FERNANDES DE OLIVEIRA JÚNIOR

**ANÁLISE DOS ATRIBUTOS QUALI-QUANTITATIVOS DA ÁGUA EM
MICROBACIA PERENE DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

MOSSORÓ

2020

RAIMUNDO FERNANDES DE OLIVEIRA JÚNIOR

**ANÁLISE DOS ATRIBUTOS QUALI-QUANTITATIVOS DA ÁGUA EM
MICROBACIA PERENE DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Doutorado em Manejo de Solo e Água do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Doutor em Manejo de Solo e água”.

Linha de Pesquisa: Impactos Ambientais pelo Uso do Solo e da Água

Orientador: Prof. Dr. Luis César de Aquino Lemos Filho

Coorientador: Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista.

MOSSORÓ

2020

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

0048a Oliveira Júnior, Raimundo Fernandes de .
Análise dos atributos quali-quantitativos da
água em microbacia perene do semiárido brasileiro
/ Raimundo Fernandes de Oliveira Júnior. - 2020.
126 f. : il.

Orientador: Luis César de Aquino Lemos Filho.
Coorientador: Rafael Oliveira Batista.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural
do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Manejo de Solo e Água, 2020.

1. Qualidade de água. 2. Estatística
multivariada . 3. Nascente. 4. Uso do solo. 5.
Recursos hídricos. I. Lemos Filho, Luis César de
Aquino , orient. II. Batista, Rafael Oliveira, co-
orient. III. Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

RAIMUNDO FERNANDES DE OLIVEIRA JÚNIOR

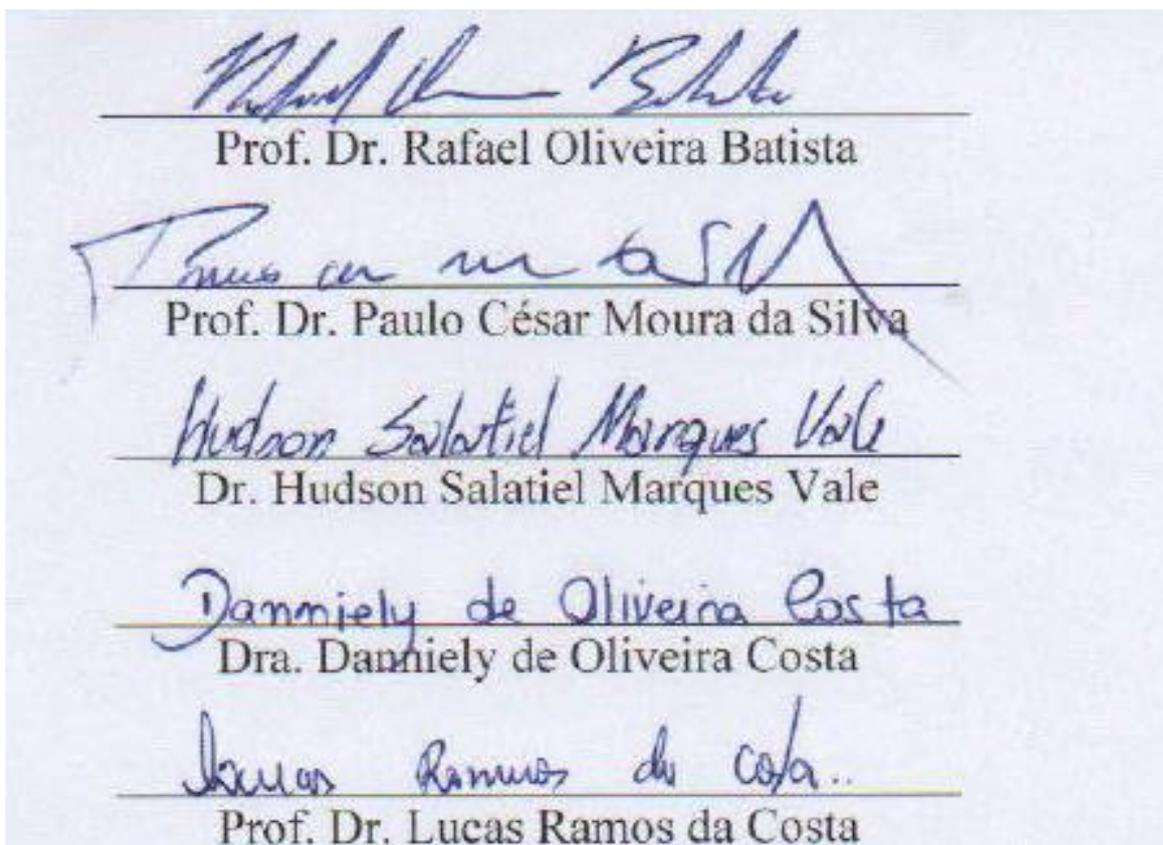
**ANÁLISE DOS ATRIBUTOS QUALI-QUANTITATIVOS DA ÁGUA EM
MICROBACIA PERENE DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Doutorado em Manejo de Solo e Água do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Doutor em Manejo de Solo e água”.

Linha de Pesquisa: Impactos ambientais pelo uso do solo e da água

Defendida em: 21/02/2020

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista

Prof. Dr. Paulo César Moura da Silva

Dr. Hudson Salatiel Marques Vale

Dra. Danniely de Oliveira Costa

Prof. Dr. Lucas Ramos da Costa

*Ao meu querido pai Raimundo Fernandes de Oliveira,
pelos ensinamentos de perseverança, fé e coragem que
sempre me transmitiu e me guiou até este presente
momento (In Memoriam).*

Minha mãe Maria da Conceição Soares Fernandes,
e a todos meus irmãos pelos ensinamentos de
perseverança, fé e coragem ao qual segui para
conquistar essa vitória.

Minha Esposa Larissa Luana Nicodemos Ferreira
pelo apoio fundamental para esta conquista.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus que me concedeu a saúde física e mental para desenvolver este trabalho, pelas conquistas que tem me proporcionado em toda a caminhada da minha vida.

A toda minha família pelo apoio emocional e estrutural para conseguir esta conquista, em especial meus pais e irmãos.

A minha esposa Larissa Luana Nicodemos Ferreira e a toda sua família, pelo companheirismo, amor e assistência, pois sem a ajuda crucial dela não teria conseguido terminar esta pesquisa.

Ao meu orientador Prof. D. Sc. Luis César de Aquino Lemos Filho, pela confiança, paciência e disponibilidade para transmitir os seus conhecimentos, tendo um papel fundamental no desenvolvimento desta pesquisa. Os seus ensinamentos e conselhos foram fundamentais para o meu desenvolvimento pessoal e profissional.

Ao professor Rafael Oliveira Batista, por quem tenho grande admiração, meu muito obrigado pelo acolhimento e comprometimento, as suas instruções foram fundamentais para o desenvolvimento desse trabalho.

A todo corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água, agradeço por todo o empenho na disseminação do conhecimento.

Aos técnicos laboratoriais que me orientaram e auxiliaram nas análises, em especial Rociene, Carol e Adler, meu muito obrigado.

Aos Colegas de trabalho que fazem parte do grupo de pesquisa RENAS: Antônio Osmar de Medeiros Júnior, Jacques Carvalho, Matheus Caminha, agradeço por todo apoio nas coletas de campo.

Aos meus amigos da turma de Engenharia Agrícola e Ambiental 2007.1, Luiz Eduardo, Hudson Salatiel, Danniely de Oliveira, Eduardo Bruno, Tayd Dayvison, Laura Teixeira, Raquel Fernandes, Ianne Tamara, Salma Luana, Clara Nívea, Rafael Machado e Paulo César Pinto Cabral (in memoriam) que sempre estiveram ao meu lado durante a minha vida acadêmica.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido pela formação acadêmica e oportunidade de concluir o Curso Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água, em nível de doutorado.

A FAPERN pelo apoio financeiro com a bolsa de pesquisa durante a execução do trabalho de tese.

RESUMO

O monitoramento de atributos de qualidade de água de nascentes e de seus cursos d'água em microbacias hidrográficas é fundamental para a compreensão da dinâmica entre o uso e ocupação do solo e a demanda hídrica pelos usos múltiplos. Logo, analisar e diagnosticar a variabilidade espaço-temporal desses atributos é um passo importante ao prognóstico dos recursos hídricos e base para tomada de decisões na gestão integrada destes. A estatística multivariada tem contribuído cada vez mais nas pesquisas de atributos qualitativos da água em microbacias hidrográficas. Por isso, essa pesquisa objetivou avaliar a influência da ação antrópica na qualidade e quantidade de água em nascente e riacho perene de uma microbacia hidrográfica no semiárido brasileiro, utilizando-se da estatística multivariada para selecionar as características físico-químicas e biológicas mais importantes na variabilidade da qualidade da água. A microbacia do estudo pertence ao médio curso da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, localizada no oeste do estado do Rio Grande do Norte. Foi realizado um monitoramento espaço-temporal da qualidade da água na microbacia do Riacho da Bica no período de 2016 a 2018, perfazendo 15 campanhas de coletas, para o diagnóstico dos atributos de qualidade da água. Foi possível observar que ao longo do Riacho da Bica, houve influências antrópicas e naturais na qualidade e quantidade da água. A água da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica foi classificada para fins de irrigação como médio risco de salinidade e de sodicidade no período chuvoso, na estação seca foi de baixo risco de salinidade e de alto risco de sodicidade. A aplicação da estatística multivariada, gerou através da análise de componentes principais e fatorial, quatro componentes principais através dos quais foi possível identificar os principais atributos que explicam a variabilidade da qualidade de água na microbacia.

Palavras-chave: Qualidade de água. Estatística multivariada. Nascente. Uso do solo. Recursos hídricos.

ABSTRACT

The monitoring of water quality attributes of springs and their water courses in hydrographic basins is essential to understand the dynamics between land use and occupation and water demand for multiple uses. Therefore, analyzing and diagnosing the spatial-temporal variability of these attributes is an important step in the prognosis of water resources and a basis for decision-making in their integrated management. Multivariate statistics has increasingly contributed to the research of qualitative attributes of water in watersheds. Therefore, this research aimed to evaluate the influence of anthropic action on the quality and quantity of water in the spring and perennial stream of a watershed in the Brazilian semiarid, using multivariate statistics to select the most important physical-chemical characteristics in the quality variability. from water. The study watershed belongs to the middle course of the hydrographic basin of the Apodi-Mossoró River, located in the west of the state of Rio Grande do Norte. Space-time monitoring of water quality was carried out in the Riacho da Bica watershed in the period from 2016 to 2018, making 15 collection campaigns for the diagnosis of water quality attributes. It was possible to observe that along the stream of the spout, there were anthropic and natural influences on the quality and quantity of the water. The water in the Riacho da Bica watershed was classified for irrigation purposes as medium risk of salinity and sodicity in the rainy season, in the dry season it was low risk of salinity and high risk of sodicity. The application of multivariate statistics, generated through the analysis of main and factorial components, four main components through which it was possible to identify the main attributes that explain the variability of water quality in the watershed.

Keywords: Water quality. Multivariate statistics. Spring. Land use. Water resources.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de reconhecimento dos solos do município de Portalegre-RN (Mapa de solos adaptado para a classificação de solos da EMBRAPA 2013).	7
Figura 2. Mapa de reconhecimento dos solos do município de Viçosa-RN (Mapa de solos adaptado para a classificação de solos da EMBRAPA 2013).	8
Figura 3. Mapa do uso e ocupação do solo.	14
Figura 4. Terminal turístico da Bica. Fonte de água (a). Bica – tradicional banho da população local e ponto turístico a 600 m de altitude (b).	15
Figura 5. Cachoeira do Pinga no município de Portalegre. Lago usado para banho (a). Vista da queda d'água (b).	15
Figura 6. Classificação das águas doces conforme a resolução CONAMA 357/2005.	17
Figura 7.. Localização da microbacia do Riacho da Bica (entre os municípios de Portalegre e Viçosa/RN) juntamente com sua hidrografia	40
Figura 8. Mapa de localização das nascentes dos municípios de Portalegre e Martins.	41
Figura 9. Variação da precipitação ao longo das 15 campanhas de coleta na microbacia hidrográfica do Riacho da Bica.	42
Figura 10. Curvas de nível e mapeamento hidrogeodinâmico da microbacia hidrográfica.	42
Figura 11. Distribuição dos pontos amostrais.	43
Figura 12. Diagrama de classificação das águas para fins de irrigação segundo o USDA (RICHARDS, 1954).	48
Figura 13. Pontos de monitoramento da vazão, nascente (a) e cachoeira (b).	49
Figura 14. Valores de precipitação (mm) e vazão (L/s) da cachoeira do Pinga em Portalegre/RN.	55
Figura 15. Valores de precipitação (mm) e vazão (L/s) da nascente da bica em Portalegre/RN.	55
Figura 16. Variabilidade temporal e espacial dos valores de coliformes totais em NMP.	56
Figura 17. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Fósforo Total (PT) em mg/L.	59
Figura 18. Variabilidade temporal e espacial dos valores de pH.	60
Figura 19. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Oxigênio Dissolvido (OD) em mg/L.	63
Figura 20. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em mg/L.	64
Figura 21. Variabilidade temporal e espacial dos valores de turbidez em UNT.	66
Figura 22. Registro da turbidez da água após a chuva. Cachoeira do Pinga (a) e Riacho da Bica (b).	67
Figura 23. Variabilidade temporal e espacial dos valores de temperatura em °C.	69

Figura 24. Variabilidade espacial e temporal dos valores de Ferro em mg/L.....	71
Figura 25. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Manganês em mg/L.....	71
Figura 26. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Cobre em mg/L.....	72
Figura 27. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Zinco em mg/L.....	72
Figura 28. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Condutividade Elétrica - CE em dS/m.	77
Figura 29. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Razão de adsorção de sódio - RAS.	78
Figura 30. Variabilidade temporal e espacial dos valores de dureza em mg/L.....	79
Figura 31. Variabilidade temporal e espacial dos valores magnésio Mg^{2+} em mmol/L.	80
Figura 32. Variabilidade temporal e espacial dos valores de sódio Na^+ em mmol/L.....	81
Figura 33. Variabilidade temporal e espacial dos valores de sódio Ca^{2+} em mmol/L.	82
Figura 34. Variabilidade temporal e espacial dos valores de cloreto em mmol/L.	84
Figura 35. Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 1 e 2 (B).....	87
Figura 36. Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores (fator 3 e fator 4).	88
Figura 37. Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 1 e 2 (B).....	93
Figura 38. Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores (fator 3 e fator 4).	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média de precipitação entre os anos de 2005 e 2018 para o município de Portalegre-RN.	12
Tabela 2. Média de precipitação entre os anos de 2005 e 2018 para o município de Viçosa-RN.	12
Tabela 3. Extensão e distribuição percentual das unidades de mapeamento na microbacia hidrográfica do Riacho da Bica.	14
Tabela 4. Estatística descritiva para os indicadores de qualidade da água.	53
Tabela 5. Valores médio, mínimo e máximo dos indicadores de qualidade água para cada ponto de coleta.	54
Tabela 6. Limites superiores ou inferiores, dependendo do caso, para algumas variáveis em ambientes aquáticos de água doce de Classes 1, 2, 3 e 4 (Resolução CONAMA 357/2005).	54
Tabela 7. Valores médio, mínimo e máximo dos indicadores de qualidade água para irrigação de cada ponto de coleta.	73
Tabela 8. Classificação da água para irrigação quanto ao risco de salinidade	74
Tabela 9. Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água	75
Tabela 10. Concentrações de íons em água e respectivos riscos de toxicidade às plantas	83
Tabela 11. Matriz de correlação dos atributos de qualidade de água na nascente e riacho da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica em Portalegre/RN.	86
Tabela 12. Eixos fatoriais extraídos para qualidade de água e as respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada.	90
Tabela 13. Matriz de correlação entre as variáveis dos indicadores de qualidade de água para irrigação na nascente e riacho da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica em Portalegre/RN.	92
Tabela 14. Eixos fatoriais extraídos para qualidade de água para irrigação e as respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada.	95

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	3
2.1	Objetivo geral	3
2.2	Objetivos específicos	3
3	REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1	Disponibilidade hídrica	4
3.2	Escassez de água no semiárido	5
3.3	Caracterização da bacia hidrográfica	6
3.3.1.	Geologia e Geomorfologia	6
3.3.2.	Solo.....	7
3.3.3.	Vegetação	9
3.3.4.	Clima	11
3.3.5.	Caracterização dos usos da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica.....	12
3.4.	Resolução N° 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)	16
3.5.	Qualidade de água em nascentes	17
3.6.	Impactos antrópicos na qualidade da água em bacias hidrográficas	20
3.7.	Indicadores químicos de qualidade de água	22
3.7.1.	Oxigênio dissolvido (OD)	22
3.7.2.	Demanda Bioquímica Por Oxigênio Dissolvido (DBO)	23
3.7.3.	Potencial Hidrogênio Iônico (pH)	23
3.7.4.	Fósforo total	24
3.8.	Indicadores físicos de qualidade de água	25
3.8.1.	Temperatura	25
3.8.2.	Condutividade Elétrica.....	26
3.8.3.	Turbidez	26
3.9.	Indicadores biológicos de qualidade de água	27
3.9.1.	Coliformes.....	27

3.10.	Indicadores de qualidade da água para irrigação	27
3.11.	Análise estatística multivariada aplicada a qualidade de água	30
3.11.1.	Análise Fatorial (AF).....	31
3.11.2.	Análise de Componente Principais (ACP)	34
3.11.3.	Critério para a seleção do número de fatores	36
4.	MATERIAL E MÉTODOS	40
4.1.	Área de estudo	40
4.2.	Plano amostral	43
4.3.	Procedimentos de coleta	44
4.4.	Análise físico-química e microbiológica dos atributos	44
4.5.	Classificação da água para fins de irrigação	47
4.7.	Análise estatística	49
4.7.1.	Estatística descritiva.....	49
4.7.2.	Estatística multivariada	49
4.7.2.1.	Análise de componentes principais	50
4.7.2.2.	Análise fatorial	50
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1.	Estatística descritiva dos indicadores de qualidade de água	52
5.2.	Análise da qualidade da água e sua variabilidade temporal e espacial	53
5.2.1.	Coliformes totais	56
5.2.2.	Fósforo total (PT).....	58
5.2.3.	pH.....	60
5.2.4.	Oxigênio Dissolvido (OD)	62
5.2.5.	Demanda Bioquímica por Oxigênio (DBO).....	63
5.2.6.	Turbidez	65
5.2.7.	Temperatura	68
5.2.8.	Metais (Fe, Mn, Cu e Zn).....	69
5.3.	Análise e classificação da qualidade da água para irrigação e sua variabilidade	

temporal e espacial.....	73
5.4. Análise de Componente Principal (ACP) dos atributos de qualidade de água (CONAMA 357/2005)	85
5.5. Análise Fatorial (AF) dos indicadores de qualidade de água (CONAMA 357/2005)	89
5.6. Análise dos indicadores de qualidade de água para irrigação.....	91
6. CONCLUSÕES.....	96
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	98

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos países que possuem a maior disponibilidade de água doce do mundo. Isso traz um conforto aparente. Porém os recursos hídricos estão distribuídos de forma desigual no território, espacial e temporalmente. Esses fatores, somados aos usos da água pelas diferentes atividades econômicas nas bacias hidrográficas brasileiras e os problemas de qualidade de água, geram áreas de conflito (ANA, 2019c).

Esses conflitos são agravados na região Nordeste do Brasil, pois dentre os principais problemas socioambientais encontrados nesta região de clima semiárido está a busca pela sustentabilidade hídrica. Essa é uma preocupação que ocorre devido ao valor econômico, social e cultural dos recursos hídricos, assim como, em função dos altos níveis de interferência antrópica na sua disponibilidade qualitativa e o registro de conflitos associados.

Além disso, no caso de regiões semiáridas esse problema é agravado, devido às irregularidades de distribuição da precipitação pluviométrica, no tempo e no espaço, proporcionando períodos de estiagem aguda. É também nas zonas semiáridas que ocorrem fluxos elevados de evapotranspiração, acentuando os déficits hídricos nos períodos de estiagem prolongadas (Santos, 2019).

Estudos que analisam atributos de qualidade de água são de extrema importância ao gerenciamento desses recursos, entendendo a dinâmica (interação) do uso e ocupação do solo com as diversas utilizações do recurso hídrico dentro da unidade de planejamento e gestão que é a bacia hidrográfica. A mitigação dos impactos e a preservação da qualidade e dos usos múltiplos da água dependem de manejo integrado que, por sua vez, se ressentem de um conhecimento aprofundado desses sistemas, incluindo informações sobre a qualidade de suas águas e do uso do solo em seu entorno (Silva et al., 2009).

Nessa perspectiva, as pesquisas que permitem avaliar a quantidade e qualidade da água de nascentes são imprescindíveis, já que auxiliam na tomada de decisão, e possibilita a conservação e proteção dos recursos hídricos, assegurando dessa forma o desenvolvimento sustentável, onde poderá ser possível a consolidação dos diversos usos da água de uma bacia hidrográfica.

A oferta de água é determinada pela dinâmica hídrica e socioeconômica das bacias, além das condições de qualidade da água. O conhecimento dessa oferta depende do monitoramento, tanto da quantidade quanto da qualidade da água da bacia (ANA, 2019c).

A precipitação influencia na vazão com reflexos na qualidade da água. Com base nessas perspectivas, o monitoramento dos atributos físicos, químicos e biológicos da água é necessário para uma gestão adequada deste recurso visando assegurar sua disponibilidade e qualidade (Frintzons et al., 2003).

O monitoramento dos atributos físicos, químicos e biológicos da água normalmente utiliza muitas variáveis para sua caracterização e estas, por sua vez, são fortemente correlacionadas, dificultando o entendimento de suas inter-relações. Com a utilização de técnicas de análise multivariada é possível reduzir o número de variáveis, definir suas relações, identificar as que são responsáveis pela dispersão das observações e evidenciar os componentes principais. A análise estatística multivariada mais utilizada para estudos ambientais é a de componentes principais e fatorial, permitindo a melhor compreensão entre os dados e suas interações (Muniz et al., 2019).

Para conseguir conciliar as expectativas econômicas da população junto com a manutenção da qualidade e quantidade da oferta dos recursos hídricos, foram desenvolvidas algumas iniciativas políticas com o objetivo de lidar com essa questão de forma efetiva, implantando algumas estratégias no semiárido brasileiro, como por exemplo no Estado do Rio Grande do Norte, onde foi desenvolvido um projeto denominado de “Plantadores de Água do RN” ao qual teve por objetivo promover ações de proteção e recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró e diagnosticar a situação ambiental das áreas de preservação permanente das nascentes da bacia, além de monitorar as áreas em recuperação e conscientizar sobre a importância da conservação da biodiversidade para a vida do rio e para o bem-estar de toda a sociedade, sendo de fundamental importância para região que sofre com escassez hídrica.

Dessa forma, para garantir qualidade e a quantidade de água do rio Apodi-Mossoró, é de fundamental importância avaliar os atributos quali-quantitativos da água das nascentes e do curso d’água da microbacia do Riacho da Bica em Portalegre/RN, região de grande relevância ecológica e social, pois apesar de estar localizada na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró na região serrana de Martins e Portalegre, destaca-se por apresentar um aporte pluviométrico diferenciado, quando comparado com as demais regiões do semiárido brasileiro, pois a influência do relevo na circulação atmosférica (chuvas orográficas), propicia uma maior precipitação histórica sendo comuns anos com média pluviométrica acima dos 1.400 mm.

Soma-se a esse fenômeno, o fato de existir um capeamento sedimentar no topo da serra, entre 630 m e 700 m, que absorve às águas pluviais e as redistribui, especialmente na vertente norte/nordeste, formando setores úmidos no terço superior das vertentes, com nascentes perenes e uma mata subcaducifólia no seu entorno (Medeiros, 2015), destacando-se pelo fato de não ter registro histórico de secar ou parar de jorrar água nessas nascentes.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a influência da ação antrópica na qualidade e quantidade de água, em nascente e riacho perene de uma microbacia hidrográfica no semiárido brasileiro.

2.2 Objetivos específicos

- a) Estudar, ao longo do tempo, os atributos de qualidade de água, correlacionando com a precipitação e a vazão (estação seca e chuvosa) na nascente em distintos trechos da microbacia do Riacho da Bica;
- b) Analisar através de estudo de uso e ocupação do solo, a influência humana na alteração de atributos qualitativos dos recursos hídricos da bacia do Riacho da Bica;
- c) Utilizar-se da estatística multivariada com o objetivo de selecionar as características físico-químicas e biológicas mais importantes para explicar a variabilidade da qualidade das águas de uma micro bacia hidrográfica do Riacho da Bica.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Disponibilidade hídrica

A água é essencial a vida, entre todos os elementos que compõem o universo é quem melhor simboliza a existência do homem (Magalhães, 2004). Contudo, apesar de ser abundante no planeta, a água possui uma pequena disponibilidade para consumo humano. Relata-se que 97,5% da água disponível no planeta é salgada, sendo, portanto, inadequada para uso sem tratamento. Assim, a água doce corresponde a pouco mais de 2,5% do volume total desse recurso, e apenas uma pequena parcela (0,3%) se apresenta sob forma facilmente utilizável pelo homem como os rios e lagos (São Paulo, 2011).

Considera-se que a quantidade total de água na Terra de 1.386 milhões de km³, tenha permanecido de modo aproximadamente constante durante os últimos 500 milhões de anos. Apesar da água que existe no Planeta está em constante movimento, a quantidade existente na Terra é praticamente invariável há centenas de anos, em consequência do ciclo hidrológico que atua da seguinte forma: a água que está no estado líquido é encontrada nos lagos, rios e oceanos. Em decorrência do calor do sol, a água evapora. O vapor formado sobe para a atmosfera dando origem às nuvens. Posteriormente, a água, que estava na forma de vapor, precipita-se na Terra em forma de chuva, neve ou orvalho. Nesse processo, a água se recicla, permitindo que o volume permaneça o mesmo, o que pode variar é a distribuição regional e o seu estado físico (Rebouças, 2002).

O Brasil é um país privilegiado quanto à disponibilidade hídrica total, entretanto a ocorrência da água é desigual no território e durante o ano, bem como a demanda por sua utilização e a infraestrutura hídrica adequada para o seu aproveitamento e conservação. A cultura da abundância hídrica é progressivamente substituída pela ideia da água como bem finito e dotado de valor econômico, tornando as análises do balanço entre usos e oferta hídrica cada vez mais importantes, ao revelar regiões de déficits de acesso à água e risco aos setores produtivos (ANA, 2019b).

Cerca de 80% de sua disponibilidade hídrica está concentrada na Região Hidrográfica Amazônica, onde se encontra o menor contingente populacional do país e de valores reduzidos de demandas consultivas. Por outro lado, a Região Hidrográfica do Atlântico Sudeste, região mais povoada do país, possui, apenas, cerca de 1,2% da disponibilidade hídrica no país (ANA, 2017).

A questão de disponibilidade de uso dos recursos hídricos pode ser a causa de grandes conflitos podendo até em certos momentos ser a causa de guerras, em função dos estudos

estimarem o aumento de consumo de duas vezes mais a cada 20 anos, por isso passa a ser um recurso estratégico, devido a sua escassez e por seus valores social, econômico e ambiental (Maia Neto, 1997).

3.2 Escassez de água no semiárido

Em termos geográficos, a região semiárida do Brasil ocupa uma área de 1.128.697,0 km², é habitada por 27,87 milhões de habitantes e abrange 1.262 municípios dos Estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Maranhão, Minas Gerais, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe (SUDENE, 2018).

Do ponto de vista dos recursos hídricos o semiárido brasileiro apresenta médias pluviométricas anuais que variam entre 400 a 800 mm, distribuída de forma bastante irregular durante o ano, contrastados por taxas de evaporação em "tanques Classe A" que variam entre 1.000 e 3.000 mm por ano, fato que permite concluir que não chove pouco, mas que evapora muito, indicando que a necessidade de gestão dos recursos hídricos disponíveis é urgente, no sentido de atender todas as necessidades antrópicas (Campos et al., 2008; Modarres & Silva., 2007; Rubin et al., 2006).

Embora o ciclo hidrológico renove a água existente no planeta, estudos demonstram que a demanda por água dobra a cada 21 anos, ao passo que a disponibilidade de água doce no mundo caiu cerca de 62% nos últimos 50 anos (Constantinov, 2010).

Por sua vez, segundo o Instituto Internacional de Pesquisa de Política Alimentar, até 2050, um total de 4,8 bilhões de pessoas estarão em situação de escassez hídrica, esse compreendido como a preocupação de que a oferta de água disponível para consumo não consiga suprir a demanda existente, imperando, assim, um déficit (Segala, 2012).

Caracterizada pela irregularidade e a escassez dos regimes pluviométricos anuais e, sobretudo, nos períodos de estiagem prolongada, a questão hídrica no Semiárido é historicamente eleita como a principal causa das problemáticas regionais. A hidrologia é totalmente dependente do ritmo climático. As secas são caracterizadas tanto pela ausência e escassez quanto pela alta variabilidade espacial e temporal das chuvas. A limitação hídrica ocorre, anualmente, devido ao longo período seco que leva à desperenização dos rios e riachos endógenos (Brasil, 2016).

A reduzida capacidade de absorção de água da chuva no solo é dificultada em virtude do relevo alterado e dos solos rasos e pedregosos. A presença de solos cristalinos limita o acesso à água existente nos aquíferos subterrâneos (Ribeiro & Oliveira, 2019).

Quando se tem acesso à água acumulada nesses aquíferos, por meio de poços de baixa

profundidade, verifica-se uma qualidade inferior da água para consumo humano e animal e para irrigação da lavoura, devido à alta concentração de sais minerais (água salobra) originada das fissuras das rochas. Dessa forma, os diagnósticos apontam para a insuficiência da oferta hídrica no atendimento à demanda para abastecimento humano e atividades produtivas (Alves, 2019).

As questões ambientais do Semiárido não podem mais serem vistas de forma fragmentada, nem apenas restrita às limitações naturais, físicas e climáticas. As formas inapropriadas de uso dos recursos naturais deverão ser efetivamente consideradas na formulação e implantação das políticas públicas, evitando-as e mitigando os seus efeitos acumulados ao longo de séculos. A escassez de água, tanto para o consumo quanto para a produção, é agravada pela degradação das nascentes e dos reservatórios naturais, pelo desmatamento da caatinga, pela poluição e assoreamento dos mananciais e pela evaporação da água acumulada em grandes reservatórios. Da mesma forma, os solos rasos, ondulados e pedregosos também correm riscos de perda da fertilidade, devido às erosões provocadas pelas enxurradas, pelo intenso uso de agrotóxicos, pelas técnicas não apropriadas de manejo do solo e pela retirada da vegetação natural (Alves, 2019).

3.3 Caracterização da bacia hidrográfica

3.3.1. Geologia e Geomorfologia

A área de estudo encontra-se numa região com altitudes de 186 a 660 m localizada na formação geológica da serra de Martins. Situando-se na Depressão Sertaneja - terrenos baixos situados entre as partes altas do Planalto da Borborema e da Chapada do Apodi. Planalto da Borborema são terrenos antigos formados pelas rochas Pré-Cambrianas como o granito, onde se encontram as serras e os picos mais altos (CPRM, 2005).

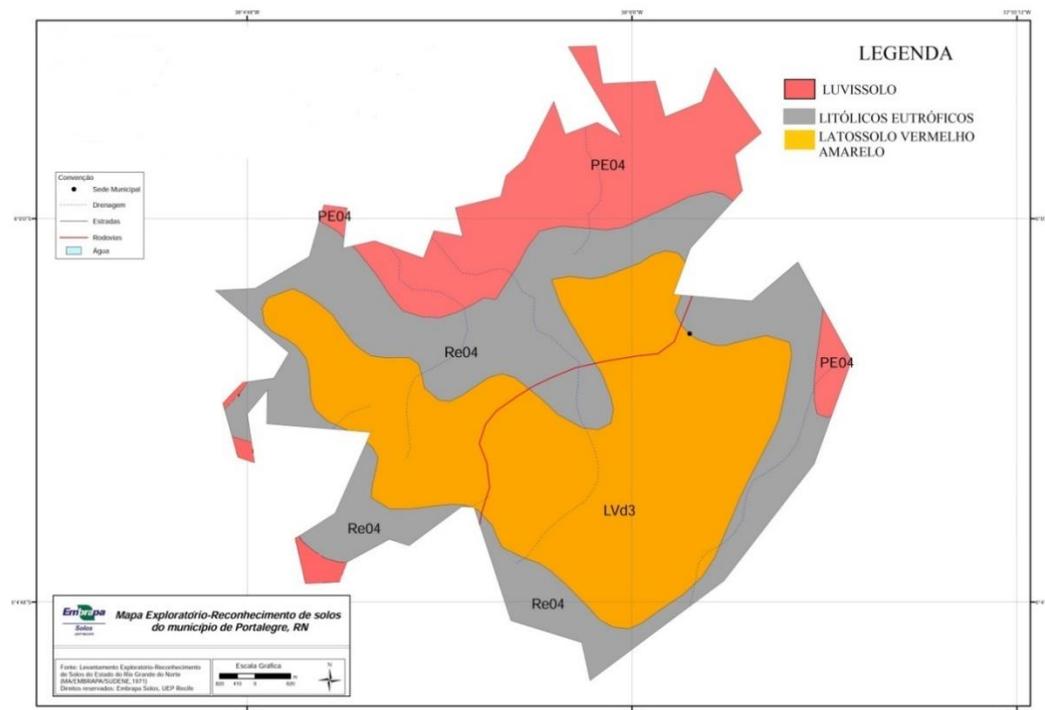
A microbacia do Riacho da Bica situa-se predominantemente sobre a Formação Serrana do Martins, de Idade Terciária Inferior, 60 milhões de anos, com arenitos, arenitos caulínicos, conglomerados e siltitos, que apresentam espessura em torno de 30 m. Estes sedimentos geomorfologicamente constituem uma superfície tabular erosiva que é caracterizada por relevo residual de topo plano testemunho de superfície de erosão, geralmente limitada por escarpas erosivas, com diferentes níveis altimétricos, na realidade, restos de uma cobertura sedimentar outrora muito mais extensa que foi quase completamente erodida. Nas cotas mais baixas, encontram-se os paragnaisses com biotita da Formação Jucurutu, com idade do Pré-cambriano médio (aproximadamente 1.000 milhões de anos), juntamente com suítes de augen gnaisses granitóides com biotita (CPRM, 2005).

O município de Portalegre está inserido no Domínio Hidrogeológico Intersticial e no Domínio Hidrogeológico Fissural. O Domínio Intersticial é composto de rochas sedimentares da Formação Serra dos Martins. O Domínio Fissural é composto por rochas do embasamento cristalino que englobam o subdomínio rochas metamórficas constituído do Complexo Jaguaretama e o subdomínio rochas ígneas da Suíte calcialcalina Itaporanga (CPRM, 2005).

3.3.2. Solo

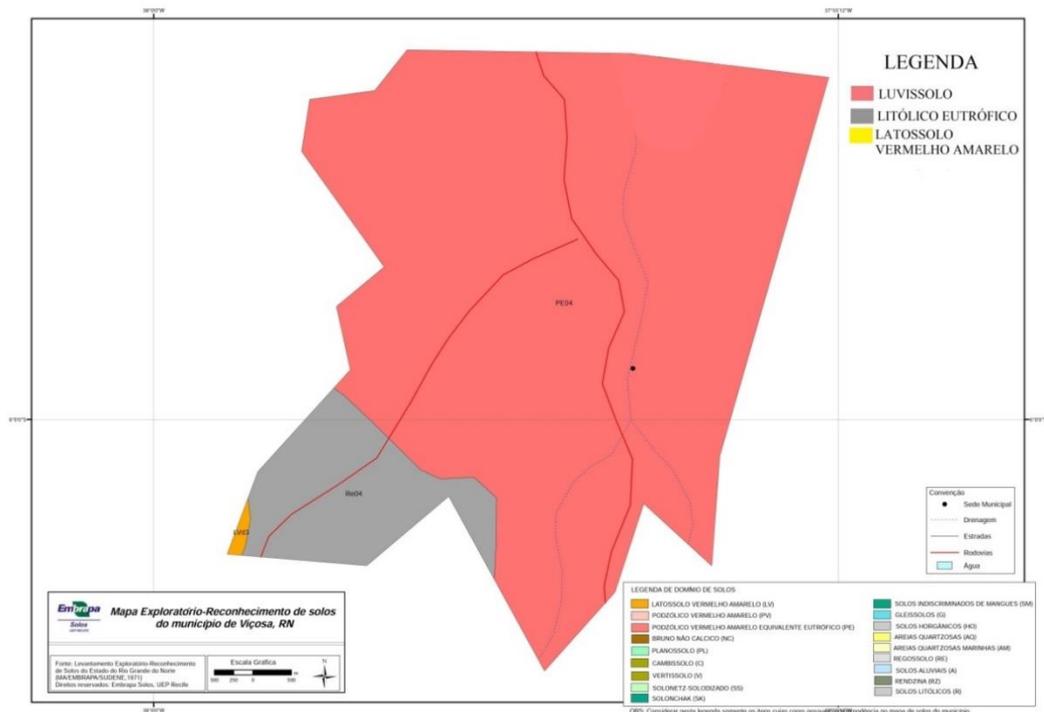
A área de estudo possui solos advindos da Formação da Serra do Martins que são associados aos platôs residuais do Cenozóicos, ao qual tinha como embasamento os morros testemunhos de antigas superfícies de erosão (IDEMA, 2008).

De acordo com mapa exploratório de reconhecimento de solos do município de Portalegre e Viçosa/RN da EMBRAPA SOLOS, os principais tipos de solo encontrados na região da micro-bacia hidrográfica são: Latossolo Vermelho Amarelo, Luvisolos e Litólicos Eutróficos, demonstrado nas Figuras 1 e 2, respectivamente.



Fonte: Embrapa Solos UEP/Recife (2006).

Figura 1. Mapa de reconhecimento dos solos do município de Portalegre-RN (Mapa de solos adaptado para a classificação de solos da EMBRAPA 2013)



Fonte: Embrapa Solos UEP/Recife (2006).

Figura 2. Mapa de reconhecimento dos solos do município de Viçosa-RN (Mapa de solos adaptado para a classificação de solos da EMBRAPA 2013)

Os Latossolos Vermelho-Amarelos são identificados em extensas áreas dispersas em todo o território nacional associados aos relevos, plano, suave ondulado ou ondulado. Ocorrem em ambientes bem drenados, sendo muito profundos e uniformes em características de cor, textura e estrutura em profundidade. São muito utilizados para agropecuária apresentando limitações de ordem química em profundidade ao desenvolvimento do sistema radicular se forem álicos, distróficos ou ácidos. Em condições naturais, os teores de fósforo são baixos, sendo indicada a adubação fosfatada. Outra limitação ao uso desta classe de solo é a baixa quantidade de água disponível às plantas. O relevo plano ou suavemente ondulado permite a mecanização agrícola. Por serem profundos e porosos ou muito porosos, apresentam condições adequadas para um bom desenvolvimento radicular em profundidade, sendo ampliadas estas condições nos solos eutróficos (Almeida et al., 2020).

Os Luvissolos são solos rasos a pouco profundos, com horizonte B textural (horizonte resultante de acumulação ou concentração absoluta ou relativa de argila decorrente de processos de iluviação e/ou formação *in situ*) de cores vivas e argila de atividade alta, apresentando horizonte A fraco, de cor clara, pouco espesso, maciço ou com estrutura fracamente desenvolvida. São moderadamente ácidos a neutros, com elevada saturação por bases. Apresentam frequentemente revestimento pedregoso na superfície (pavimento desértico) ou na massa do solo

e normalmente possuem uma crosta superficial de 5 a 10 mm de espessura, além de altos teores de silte. São altamente susceptíveis aos processos erosivos, em virtude da grande diferença textural entre o horizonte A e o horizonte B. São de elevado potencial nutricional, decorrente das altas quantidades de nutrientes disponíveis às plantas e de minerais primários facilmente intemperizáveis e são ricos em bases trocáveis, especialmente o potássio. Ocorrem em relevo suave ondulado, o que facilita o emprego de máquinas agrícolas, podendo também ocorrer em relevo mais movimentado, podendo chegar a forte ondulado. As áreas onde estes solos ocorrem são bastante deficientes em água, sendo este o principal fator limitante para o uso agrícola. Estes solos ocupam grandes extensões nos estados do Ceará, Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte. As áreas onde são predominantes perfazem um total de 98.938 km² e constituem 13,3% da região semiárida (Jarbas et al., 2020).

Os Solos Litólicos ocorrem em toda região semiárida, principalmente nas áreas onde são encontrados afloramentos rochosos. São muito pouco desenvolvidos, rasos, não hidromórficos (sem a presença de água), apresentando horizonte A diretamente sobre a rocha ou horizonte C de pequena espessura. São normalmente pedregosos e/ou rochosos, moderadamente a excessivamente drenados com horizonte A pouco espesso, cascalhento, de textura predominantemente média, podendo também ocorrer solos de textura arenosa, siltosa ou argilosa. Podem ser distróficos ou eutróficos, ocorrendo geralmente em áreas de relevo suave ondulado a montanhoso. Apresentam poucas alternativas de uso por se tratar de solos rasos ou muito rasos e usualmente rochosos e pedregosos. Situa-se em áreas acidentadas de serras e encostas íngremes, normalmente com problemas de erosão laminar e em sulcos severa ou muito severa. A pequena espessura do solo, com frequente ocorrência de cascalhos e fragmentos de rocha no seu perfil, grande susceptibilidade à erosão, normalmente nas áreas de relevo acidentado, onde estes solos ocorrem com maior frequência, são as limitações mais comuns para este tipo de solo. Nos solos distróficos e álicos, há o problema da baixa fertilidade natural. Distribui-se por toda a zona semiárida, usualmente em áreas mais acidentadas, em maiores extensões contendo afloramentos de rocha. As áreas onde predominam estes solos perfazem um total de 143.374 km² e constituem 19,2% da região semiárida (Jarbas et al., 2020).

3.3.3. Vegetação

A microbacia hidrográfica do Riacho da Bica está inserida dentro do bioma caatinga, este bioma ocupa uma área de cerca de 844.453,00 km², o equivalente a 11% do território nacional. Engloba os estados Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí, Sergipe e o norte de Minas Gerais. Rico em biodiversidade, o bioma abriga 178

espécies de mamíferos, 591 de aves, 177 de répteis, 79 espécies de anfíbios, 241 de peixes e 221 abelhas. Cerca de 27 milhões de pessoas vivem na região, a maioria carente e dependente dos recursos do bioma para sobreviver (BRASIL, 2020).

A caatinga tem um imenso potencial para a conservação de serviços ambientais, uso sustentável e bioprospecção que, se bem explorado, será decisivo para o desenvolvimento da região e do país. A biodiversidade da caatinga ampara diversas atividades econômicas voltadas para fins agrosilvopastoris e industriais, especialmente nos ramos farmacêutico, de cosméticos, químico e de alimentos (BRASIL, 2020).

A vegetação predominante da área de estudo é a Caatinga Hiperxerófila, vegetação de caráter mais seco, com predominância de plantas caducifólias, ou seja, as folhas caem no período de estiagem, além da abundância de cactáceas e plantas de porte mais baixas e espalhadas. Entre outras espécies destacam-se a jurema-preta, mufumbo, faveleiro, marmeleiro, xique-xique e facheiro (BRASIL, 2020).

Segundo Souza Neto (2015) em sua pesquisa constatou que a vegetação que está sobre o platô de Portalegre é bastante heterogênea e influenciada pelos menores valores de temperaturas e pelo balanço hídrico diferenciado da região que em períodos chuvosos, com altas precipitações, a vegetação torna-se bastante densa. Há ocorrência também de vegetação introduzida (antropizada), tais como cajueiros e outras espécies de culturas permanentes.

Na microbacia hidrográfica do Riacho da Bica encontra-se um imponente dispensor de águas, o platô do maciço serrano de Martins e Portalegre, cujas características geoambientais favorecem a formação de setores de brejos de altitude sustentados por nascentes de água perenes, responsáveis pela formação de “ilhas” de mata úmida (mata da Bica).

Essas nascentes são justificadas por um contexto ambiental onde o maior aporte pluviométrico ($1.400 \text{ mm ano}^{-1}$), em conjunto com as características do capeamento sedimentar no topo da serra (Formação Serra do Martins), permite uma acumulação de água subterrânea que ressurgem em uma altitude aproximada de 630 m, no contato entre a capa sedimentar e o embasamento cristalino, com direcionamento de norte/nordeste (IDEMA, 2008).

A Mata da Bica é uma área que representa área de alto e relevante interesse para o desenvolvimento socioeconômico da região, pois se trata de uma área de grande aporte turístico e uma forte relação histórico cultural da população com a paisagem da localidade e suas nascentes perenes (Souza Neto, 2015).

3.3.4. Clima

A localização geográfica da área de estudo se insere na zona tropical do planeta, com climas de elevadas temperaturas, sendo a pluviosidade dependente do regime sazonal. Os climas dessa forma exercem influências sobre a vida das populações e as atividades econômicas (Neres, 2014).

A microbacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró em estudo está inserida na área geográfica de abrangência do clima semiárido brasileiro, definida pelo Ministério da Integração Nacional, em 2005. Esta delimitação tem como critérios o índice pluviométrico, o índice de aridez e o risco de seca.

O Instituto do Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente - IDEMA (2008) subdividiu o clima do Estado Rio Grande do Norte em cinco tipos climáticos, aos quais são: o clima úmido, o subúmido, o subúmido seco, o semiárido e o semiárido intenso.

A microbacia hidrográfica de estudo é classificada nessa subdivisão em subúmido; possuindo um clima tropical chuvoso. Temperaturas médias anuais de máxima de 36 °C e mínima de 21 °C e umidade relativa do ar de 70% (IDEMA, 2008).

Apesar da microbacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró está situada na região semiárida do Nordeste Brasileiro, esta possui um índice pluviométrico acima da média em relação às demais regiões do semiárido, favorecidas pela topografia (precipitações pluviométricas orográficas, presença de sistemas atmosféricos particulares, densa vegetação, entre outros fatores), o que propiciam recargas das águas subterrâneas, surgimento de nascentes perenes, córregos e cachoeiras.

Com base no banco de dados da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN, 2018), disponibilizado em seu web site, foi obtida a média das precipitações pluviométricas dos últimos treze anos (2005 a 2018), para os municípios de Portalegre e Viçosa-RN, que estão representados nas Tabelas 1 e 2, respectivamente. A média pluviométrica anual entre os anos supracitados, atingiu a marca de 984,81 mm em Portalegre e 849,87 mm em Viçosa, com as máximas entre os meses de janeiro e maio.

O ano mais chuvoso nos municípios de Portalegre e Viçosa foi o ano de 2009 com 1915,00 mm e 1380,7 mm, respectivamente. Já em 2010 o município de Portalegre teve a sua menor precipitação de 623,7 mm e Viçosa em 2012 teve a sua menor precipitação de 542,6 mm (EMPARN, 2018).

Tabela 1. Média de precipitação entre os anos de 2005 e 2018 para o município de Portalegre-RN.

Meses 2005 a 2018	Média máxima (mm) /ano	Precipitação média (mm)
Janeiro	330,7/2011	117,68
Fevereiro	294,79/2009	139,77
Março	718,7/2008	235,21
Abril	586,6/2009	217,83
Mai	395,9/2009	161,19
Junho	214/2013	46,28
Julho	96,7/2009	23,67
Agosto	116/2009	13,01
Setembro	-	0
Outubro	65/2010	4,64
Novembro	25,7/2013	3,76
Dezembro	98,22013	21,74
Total		984,81

Fonte: Adaptado da EMPARN (2018).

Tabela 2. Média de precipitação entre os anos de 2005 e 2018 para o município de Viçosa-RN.

Meses 2005 a 2015	Média máxima (mm) /ano	Precipitação média (mm)
Janeiro	264,3/2012	91,63
Fevereiro	304,5/2009	152,56
Março	616,6/2008	202,23
Abril	395,8/2009	202,93
Mai	269,5/2009	116,28
Junho	135/2013	40,01
Julho	49,8/2011	10,85
Agosto	107/2009	8,26
Setembro	-	0
Outubro	54,6/2011	3,90
Novembro	29/2011	3,40
Dezembro	57/2010	17,79
Total		849,87

Fonte: Adaptado da EMPARN (2018).

3.3.5. Caracterização dos usos da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica

A Figura 3 apresenta o mapa de uso e ocupação do solo para a microbacia hidrográfica estudada, nele percebe-se uma diversidade do uso nas terras da microbacia, como área urbanizada (7,08%), agricultura (6,85%), caatinga preservada (52,62%), caatinga manejada (29,51%), mata ciliar (2,85%), recursos hídricos (0,06%) e solo exposto (0,98%). Destaca-se no mapa de uso e ocupação da microbacia, a presença da caatinga preservada em mais da metade da área. Considerando a caatinga manejada como uma área pouco antropizada e somando-se sua área a da caatinga preservada, obtém-se que 82,13% da área total da microbacia apresenta boa condição de cobertura vegetal, garantindo proteção contra as degradações ambientais nos recursos naturais solo e água (Oliveira Junior, 2016).

Outro ponto importante observado no mapa de uso e ocupação são as áreas agrícolas

predominantemente situadas nas várzeas da microbacia, possivelmente pelas condições topográficas (áreas planas) e boa fertilidade (zona hidrogeodinâmica de sedimentação), conforme a espacialização dos atributos químicos do solo (Oliveira Junior, 2016).

Porém algumas áreas agrícolas estão situadas nas regiões de cabeceiras, provavelmente em função das melhores condições edafoclimáticas (presença de Latossolo e maior índice pluviométrico), fato que pode contribuir para um maior impacto negativo na produção de água das nascentes perenes da microbacia, pois essas áreas são zonas de recarga de aquíferos que alimentam essas nascentes (Oliveira Junior, 2016).

Ainda nas áreas de cabeceiras, onde se encontram as zonas de recargas dos aquíferos, observa-se a presença intensa de áreas urbanizadas, provocando a impermeabilização do solo, reduzindo a infiltração de água e aumentando o escoamento superficial, que irão afetar, diretamente, a recarga dos aquíferos e, conseqüentemente, reduzir a vazão das nascentes perenes. Além do mais, o maior escoamento gerado, contribui para o arraste de resíduos e contaminantes nas áreas de nascentes (Oliveira Junior, 2016).

Pode-se destacar a presença do portal turístico da Bica, onde há atividade turística da região e local que ocorre o tradicional banho da população e turistas no local, nesse portal encontram-se as nascentes perenes, fontes de água para população que a utiliza para consumo humano (Figura 4).

Ao descer mais um pouco na bacia hidrográfica encontramos a Cachoeira do Pinga que se forma no curso da vertente norte, em uma altitude de aproximadamente 520 m. Nessa cachoeira, a população e turistas utilizam para banho e recreação, conforme pode ser observado na Figura 5.

Ainda nas áreas de cabeceiras, onde se encontram as zonas de recargas dos aquíferos, observa-se a presença intensa de áreas urbanizadas, provocando a impermeabilização do solo, reduzindo a infiltração de água e aumentando o escoamento superficial, que irão afetar, diretamente, a recarga dos aquíferos e, conseqüentemente, reduzir a vazão das nascentes perenes. Além do mais, o maior escoamento gerado, contribui para o arraste de resíduos e contaminantes para áreas de nascentes, conforme registrado.

Em relação às áreas urbanas, a ausência de saneamento e a presença acentuada de fossas sépticas rudimentares podem provocar a contaminação dos aquíferos subterrâneos, podendo alterar a qualidade da água das nascentes (Oliveira Júnior, 2016), pois segundo o Brasil (2019), Portalegre não se encontra entre os municípios com serviços de esgotamento sanitário. A presença da urbanização em zonas de recarga de aquífero podem afetar diretamente as nascentes em termos quantitativos (redução da vazão) e qualitativos (contaminação).

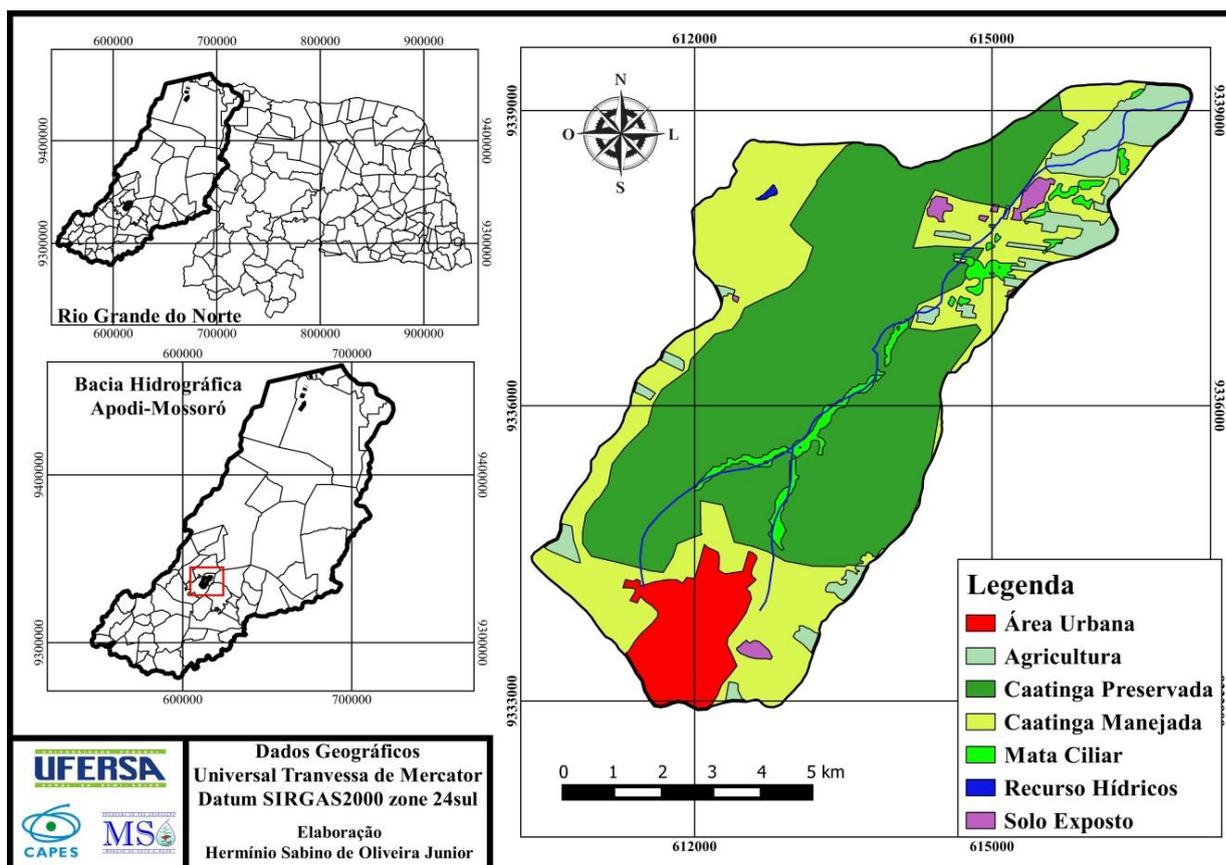
Na Tabela 3 apresentam-se as áreas, em hectare, para os diversos usos e ocupações do solo

na microbacia estudada e seus respectivos percentuais em relação à área total.

Tabela 3. Extensão e distribuição percentual das unidades de mapeamento na microbacia hidrográfica do Riacho da Bica.

Unidade de Mapeamento	Área em (ha)	Percentual (%)
Caatinga preservada	992,44	52,62
Caatinga manejada	556,53	29,51
Mata ciliar	53,83	2,85
Solo exposto	18,49	0,98
Agricultura	129,20	6,85
Área urbana	133,64	7,08
Recursos hídricos	1,32	0,06
Total	1885,87	100,00

Fonte: Adaptado Oliveira Júnior (2020).



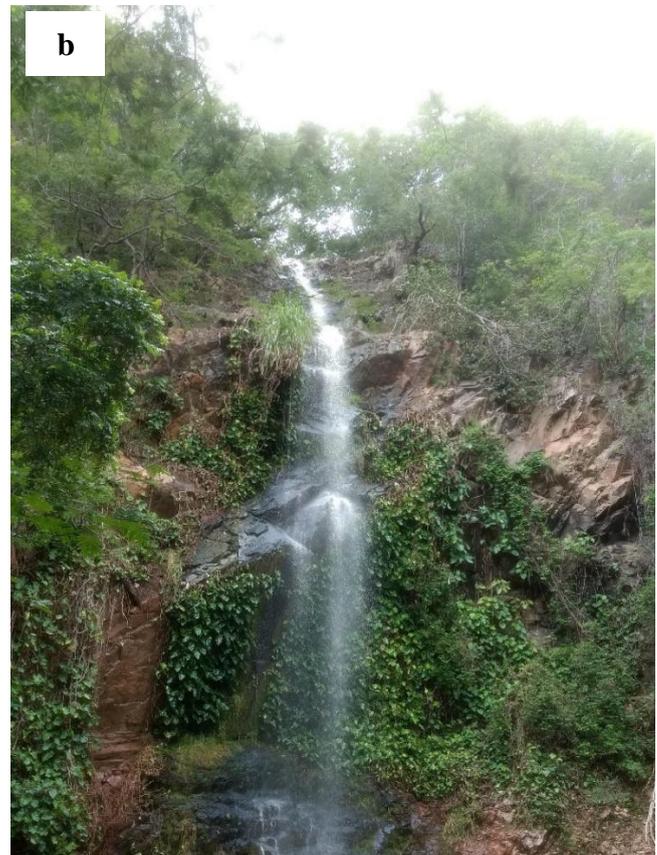
Fonte: Adaptado Oliveira Júnior (2016).

Figura 3. Mapa do uso e ocupação do solo



Fonte: Acervo do pesquisador (2018).

Figura 4. Terminal turístico da Bica. Fonte de água (a). Bica – tradicional banho da população local e ponto turístico a 600 m de altitude (b)



Fonte: Acervo do pesquisador (2018).

Figura 5. Cachoeira do Pinga no município de Portalegre. Lago usado para banho (a). Vista da queda d'água (b)

3.4. Resolução N° 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA)

O Conselho Nacional do Meio Ambiente, ligado ao ministério do meio ambiente, é o órgão colegiado brasileiro responsável pela adoção de medidas de natureza consultiva e deliberativa acerca do Sistema Nacional do Meio Ambiente, sendo responsável pela classificação dos corpos d'água e pelas diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como por estabelecer as condições e os padrões de lançamentos de efluentes. A Resolução desse Conselho sobre Recursos Hídricos é a de n° 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005). Nessa resolução, as águas doces são classificadas em cinco classes: especial, 1, 2, 3 e 4 (BRASIL, 2005).

Dessas classes, somente a classe de n° 4 não pode ser utilizada no abastecimento ou em qualquer outro tipo de utilização humana, nem com a maioria dos seres vivos, devido a sua baixa qualidade, cujos custos de tratamento inviabilizam o seu aproveitamento. As demais diferem entre si pelo tipo de tratamento a ser utilizado como desinfecção, aplicação de tratamento simplificado, tratamento convencional e tratamento avançado, antes de sua distribuição à população. De acordo com essa resolução a classificação de um corpo hídrico visa assegurar que as águas tenham qualidade compatível com os usos a que forem destinadas, garantindo o direito à utilização adequada dos recursos hídricos (BRASIL, 2005).

A Resolução do Conama n° 357/05 dispõe, no capítulo II, sobre a classificação dos corpos de água; e na seção I, artigo 4°, apresenta a classificação das águas doces conforme descrito na figura 6 em:

I - Classe especial: águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - Classe 1: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução do Conama n° 274 (BRASIL, 2000); à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em terras indígenas.

III - Classe 2: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução do Conama n° 274 (BRASIL, 2000); à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; à aquicultura; e à atividade de pesca.

IV - Classe 3: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais.

V - Classe 4: águas que podem ser destinadas à navegação; e à harmonia paisagística.

USOS DAS ÁGUAS DOÇES	CLASSES DE ENQUADRAMENTO				
	ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas 	Classe mandatória em Unidades de Conservação de Proteção Integral				
Proteção das comunidades aquáticas 		Classe mandatória em Terras Indígenas			
Recreação de contato primário 					
Aquicultura 					
Abastecimento para consumo humano 	Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional ou avançado	
Recreação de contato secundário 					
Pesca 					
Irrigação 		Hortalças consumidas cruas e frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película	Hortalças, frutíferas, parques, jardins, campos de esporte e lazer,	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
Dessedentação de animais 					
Navegação 					
Harmonia paisagística 					

Fonte: Adaptado de ANA (2019).

Figura 6. Classificação das águas doces conforme a resolução CONAMA 357/2005

3.5. Qualidade de água em nascentes

O código florestal brasileiro (BRASIL, 2012) traz um conceito que nascente é um afloramento natural do lençol freático que apresenta perenidade e dá início a um curso d'água, diferenciando de olho d'água, que corresponde há um afloramento natural do lençol freático, mesmo que intermitente.

As águas subterrâneas e as águas superficiais estão fundamentalmente interconectadas. Muitas vezes, é difícil separar os dois, porque eles se recarregam e, portanto, também podem se contaminar (Trcek & Zojer, 2010). A avaliação da qualidade das nascentes poderia, portanto, apresentar uma ideia da qualidade das águas subterrâneas e das águas superficiais.

Em geral, microrganismos, compostos orgânicos e metais pesados tóxicos são os

principais contaminantes da água (Verma et al., 2018), embora muitos sejam produtos da dinâmica de mobilidade natural desses elementos, como reações climáticas, atividade biológica, emissões vulcânicas, solubilização de rochas (Meng et al., 2016; Kumar et al., 2017; Funes Pinter et al., 2018), bem como fontes geológicas, através da drenagem da água oriundos de nascentes ricas em elementos, que podem se misturar à superfície da água (Karakaya & Karakaya, 2014; Kostic et al., 2016).

A qualidade da água de nascentes está diretamente ligada aos fenômenos naturais e ações antrópicas na bacia, sendo que as bacias hidrográficas com maior influência antrópica, apresentam maiores valores dos indicadores de poluição; contrariamente ao observado em bacias hidrográficas com menor grau de degradação ambiental (Souza et al., 2014). A retirada da vegetação, as atividades agropecuárias e o uso inadequado do solo degradam as nascentes e corpos hídricos, sendo que isso interfere na qualidade e quantidade de água gerada numa bacia hidrográfica (Kobiyma et al., 2008).

Com a finalidade de garantir a quantidade e qualidade dessas águas os afloramentos dos lençóis freáticos, ou nascentes, são ambientes protegidos por lei e considerados áreas de preservação permanente, tendo em vista sua extrema importância para as bacias hidrográficas visto que são dessas nascentes que se originam as fontes de água que irão compor toda a bacia, ressalta-se também, que de uma forma geral, as bacias apresentam um contexto de fragmentação, sendo compostas em sua maioria por pequenos fragmentos de formas irregulares e isoladas, o que faz que a sustentabilidade das matas de galeria possa ser comprometida (Gomes et al., 2018).

De acordo com o código florestal brasileiro (BRASIL, 2012), é essencial que as áreas de preservação permanentes (APPs) no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, possuam um raio mínimo de 50 metros de preservação, em qualquer que seja sua situação topográfica.

É de fundamental importância a adoção de medidas de suporte as ações de planejamento ambiental e de manejo das bacias hidrográficas, visando diminuir o desequilíbrio causado pelas explorações excessivas das matas ciliares, o que garantiria a preservação e a restauração florestal. Além das medidas de suporte, é indispensável identificar as nascentes, que são importantes mananciais formados em ambientes singulares de grande complexidade e que são essenciais para a formação dos corpos hídricos, diagnosticá-las e entender o seu real estado de conservação, suas formas de uso e sua necessidade de recuperação (De Jesus et al., 2018).

Um fator fundamental para a manutenção da integridade dos ecossistemas são as formações florestais, que associadas a cursos d'água de diferentes nascentes, córregos e rios representam áreas indispensáveis para a preservação da qualidade da água visto que minimizam o assoreamento dos corpos d'água e funcionam como filtros (Nascimento et al., 2015).

Tambosi et al. (2015) ressaltam que além dos atributos físico-químicos dos cursos d'água, as florestas nativas irão desempenhar também funções eco hidrológicas, como a regulação da quantidade de água, o controle da erosão e aporte de sedimentos; entretanto, existem fatores determinantes para o melhor desempenho do papel das florestas, visando que se tenha uma melhor interceptação das chuvas e infiltração efetiva de águas pluviais no solo, dentre tais fatores, pode-se destacar a posição ocupada no relevo, o alto teor de matéria orgânica no solo, a densidade do dossel e a presença de sub-bosque.

A água das nascentes comumente é considerada como potável, e muitos proprietários rurais a utilizam para irrigação, dessedentação animal e consumo doméstico. Todavia, essa associação das nascentes com ambientes naturais intocados não se confirma e, por isso, conhecer suas particularidades tipológicas e pedológicas auxilia o estudo do seu grau de vulnerabilidade (Felippe & Magalhães, 2012).

Os diferentes usos do solo podem afetar a quantidade e qualidade da água de uma nascente, o superpastejo bovino pode alterar a compactação do solo e conseqüentemente reduzir a infiltração de água no mesmo, pois o solo fica mais adensado com a menor porosidade diminuindo a recarga dos aquíferos e tendo influência direta na vazão das nascentes. O uso do solo nas áreas de recarga das nascentes influencia o valor e a dinâmica temporal do rendimento específico das mesmas (Menezes et al., 2009), como também pode poluir a água, já que as fezes de animais podem conter quantidade elevada de *Escherichia coli* (Masters et al., 2011). Ademais, o preparo impróprio do solo, a irrigação inadequada e a cobertura insuficiente do solo são fatores causadores da degradação ambiental em bacias hidrográficas. Desse modo, proteger as áreas de nascentes possibilita o ressurgimento das espécies nativas, aumento natural de vazão dos cursos d'água, novo habitat para a fauna e valorização das áreas restauradas (Bomfim et al., 2015).

As nascentes possuem relevância para o desenvolvimento e dinâmica de áreas de produção agrícola e para o consumo humano, ainda são responsáveis pela formação dos rios, que originam as bacias hidrográficas, na maioria das vezes, são as únicas fontes naturais que atendem as demandas nos espaços rurais, e, que por sua vez, apresentam grande importância no desenvolvimento das atividades socioeconômicas. Caracterizam-se por recursos essenciais para os assentamentos humanos e espécies terrestres, além de habitats para a biota aquática que contribuem para os processos ecológicos e biodiversidade (Machado et al., 2018). Estudos sobre a qualidade e quantidade de água dessas nascentes é de extrema importância para tomadas de decisões no tocante ao planejamento estratégico por parte do poder público.

3.6. Impactos antrópicos na qualidade da água em bacias hidrográficas

A quantidade e a qualidade dos recursos hídricos são de fundamental importância ao desenvolvimento das sociedades e para a manutenção da vida (Abera et al., 2011). A qualidade dos recursos hídricos constitui-se um dos principais fatores limitantes ao crescimento socioeconômico aliado à preservação ambiental (Baker & Miller, 2013).

Em bacias hidrográficas existem os diversos usos da água, dentre eles o que se destaca é o uso agrícola, ao qual a qualidade das águas está, diretamente, relacionada a ações antrópicas como o uso e o manejo do solo, a transformação de ecossistemas naturais, o uso de insumos produtivos, como agrotóxicos e fertilizantes, bem como a destinação dos resíduos (Mendes et al., 2008). O conhecimento do comportamento da qualidade de água em bacias hidrográficas do meio rural é essencial para seu planejamento de uso e manejo, como também para o controle dos impactos ambientais negativos (Wickham et al., 2011), permitindo satisfazer os múltiplos usuários dos recursos hídricos, em especial aqueles de maior demanda com relação à qualidade (Von Sperling, 2014b).

Considera-se importante avaliar e monitorar a qualidade das águas com o uso de poucos e significativos atributos para diferentes áreas e diversos fins (Manoel & Carvalho, 2013), com o intuito de permitir que se façam monitoramentos, intervenções e controle ambiental. Nesse contexto, destacam-se os atributos de qualidade água, que exercem o papel de integradores das características físico-químicas e biológicas da água, resumindo várias informações em um único resultado numérico (Basso & Carvalho, 2007).

Na gestão dos recursos hídricos, os aspectos de quantidade e qualidade não podem ser dissociados, o que reforça a importância da avaliação da disponibilidade hídrica, em termos qualitativos, de águas superficiais e subterrâneas. Essa avaliação é tão importante que indicadores de degradação ambiental podem ser mostrados através de dados de qualidade de água. Os principais atributos que indicam poluição nos recursos hídricos são: temperatura da água, potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido (Da Silva et al., 2010).

A qualidade da água de uma microbacia pode ser influenciada por diversos fatores e, dentre eles, estão o clima, cobertura vegetal, topografia, geologia, bem como o tipo, uso e manejo do solo da bacia hidrográfica (Pereira, 1997). Segundo Arcova et al. (1998), os vários processos que controlam a qualidade da água de determinado manancial fazem parte de um frágil equilíbrio, motivo pelo qual alterações de ordem física, química ou climática, na bacia hidrográfica, podem modificar a sua qualidade.

Nas bacias com cobertura de floresta natural, a vegetação promove a proteção contra a erosão do solo, a sedimentação e a lixiviação excessiva de nutrientes, sendo essas áreas muito

importantes para manter o abastecimento de água de boa qualidade. Por outro lado, as práticas que se seguem após a retirada das árvores tendem a produzir intensa e prolongada degradação da qualidade da água (Brown, 1988). Segundo o código florestal, em nascentes (mesmo intermitentes) e olhos d'água, a distância a ser preservada com mata é de 50 m; no entanto, o que se observa muitas vezes é que as atividades agrícolas não respeitam essa distância.

As análises de atributos de qualidade de água podem apontar as atividades e operações que envolvem o uso e o manejo do solo como as que mais exercem influência na qualidade da água de uma bacia hidrográfica (Likens et al., 1967). Já Salata (1988) discute que além das atividades relacionadas ao uso e manejo do solo, intervenções na vegetação e nas estradas e vias de acesso são, também, consideradas importantes modificadoras de atributos qualitativos, por serem fontes potenciais de turbidez da água (Varzhemin, 1972; Douglas & Swank, 1975).

Segundo Tucci (2002), ações antrópicas sobre os sistemas hídricos e alterações da superfície da bacia tem impactos significativos sobre o escoamento. Podem ocasionar mudanças importantes sobre os sistemas hídricos: desmatamento por meio da extração seletiva de madeira, plantio de subsidência, culturas permanentes.

Segundo Zoccal (2007), os constantes revolvimentos no solo sem tecnologia adequada resultam no maior problema da prática agrícola, a erosão hídrica, que compromete os recursos naturais e põe em risco a produção econômica, pela degradação dos solos e assoreamento dos mananciais que, por sua vez, influenciam na qualidade e disponibilidade da água.

A erosão hídrica dos solos constitui um dos mais importantes fatores de degradação ambiental. Os sedimentos decorrentes dessa erosão vão se depositar a jusante, tornando estéreis terrenos agrícolas ou assoreando e matando rios e zonas inundadas (Baracuh et al., 2007).

Schumacher & Hoppe (1998) citam que quanto mais preservada a mata ciliar, menor o escoamento superficial e maior a infiltração (menores danos). Quanto mais se apresentar desprotegido o solo maior o escoamento superficial e menor a infiltração (maiores danos ambientais). Isso mostra como a preservação da mata ciliar é importante tanto para a qualidade da água quanto para a não ocorrência dos impactos ambientais.

Vanzela et al. (2010) observaram que áreas habitadas, agricultadas e as matas degradadas reduziram, de maneira geral, a qualidade de água em uma bacia hidrográfica. De acordo com Hunsaker et al. (1998), a qualidade da água em bacias hidrográficas resulta de fatores geomórficos, climáticos, hidrológicos, biológicos e principalmente do uso e do manejo do solo.

Os padrões da paisagem são outro fator importante que afeta a qualidade da água. Bu et al. (2014) relataram que as relações entre a forma e a fragmentação do ambiente urbano e fenômenos sociais (métricas da paisagem) impactam significativamente a qualidade da água do

rio. Floresta e pastagem explicaram mais variações na qualidade da água na escala ripária do que em outras escalas. Portanto, as configurações da paisagem são um indicador mais sensível da qualidade da água (Xu et al., 2019).

Além disso, a topografia também é comumente usada como uma variável explicativa potencial para alterações na qualidade da água (Pratt & Chang, 2012 ; Sun et al., 2014). Características topográficas, como elevação e declive, determinam parcialmente o caminho de transporte de poluentes de fontes difusas para rios (Wissmar & Swanson, 1990; Wang et al., 2013; Hou et al., 2015; Shibata et al., 2018). Os tipos de uso da terra em declives mais íngremes geralmente tiveram uma influência mais forte na qualidade da água do rio, em comparação com os tipos de uso da terra em superfícies mais planas (Yu et al., 2016).

Diante do exposto, estudos que visem o monitoramento dos atributos de qualidade de água são de extrema importância para o gerenciamento do recurso hídrico, interferindo na emissão e liberação da outorga do uso de água para os mais variados usos.

3.7. Indicadores químicos de qualidade de água.

3.7.1. Oxigênio dissolvido (OD)

Do ponto de vista da preservação e manutenção da biodiversidade aquática, o atributo oxigênio dissolvido (OD) é uma variável extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático. Geralmente, o OD se reduz ou desaparece, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas, por exemplo, no esgoto doméstico, em certos resíduos industriais, no vinhoto, e outros. De acordo com a legislação brasileira do CONAMA nº20/1986, em caso de rios (água doce) onde a água é utilizada para abastecimento público, após tratamento convencional da água, recreação e irrigação de hortaliças, esse manancial deve apresentar concentração de OD $> 5,0 \text{ mgL}^{-1}$ (Brasil, 1986).

As baixas concentrações de oxigênio dissolvido são indícios de processos de oxidação de substâncias lançadas nos rios. Quando se considera apenas a concentração de oxigênio dissolvido, as águas poluídas tendem a serem aquelas que apresentam baixa concentração de OD, devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos. Enquanto que, as águas limpas tendem a apresentar concentrações de OD elevadas, atingindo níveis pouco abaixo da concentração de saturação (Fuzinato, 2009).

Nos ecossistemas aquáticos, as principais fontes produtoras de oxigênio são a reaeração atmosférica e a fotossíntese, enquanto as principais fontes de consumo são a oxidação da matéria

orgânica dissolvida e presente no sedimento (demanda bentônica) e a nitrificação. Um dos efeitos mais nocivos da matéria orgânica em corpos d'água é a depleção dos níveis de oxigênio dissolvido, devido ao consumo pelos decompositores (Von Sperling, 2014a).

3.7.2. Demanda Bioquímica Por Oxigênio Dissolvido (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar (oxidar) a matéria orgânica, através de processos bioquímicos de decomposição. Os processos são executados por bactérias aeróbias, para transformar a matéria orgânica em uma forma inorgânica estável. Trata-se de uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica (carbono orgânico biodegradável) (Von Sperling, 2014a).

Esse parâmetro é utilizado para exprimir o valor da poluição produzida por matéria orgânica, que corresponde à quantidade de oxigênio que é consumida pelos microrganismos do esgoto ou das águas poluídas, na oxidação biológica, quando mantidos a uma dada temperatura por um espaço de tempo convencional. Essa demanda pode ser suficientemente grande para consumir todo o oxigênio dissolvido da água, podendo acarretar a morte de todos os organismos aeróbios de respiração subaquática. A morte de peixes em rios poluídos se deve, também, à ausência de oxigênio e não somente à presença de substâncias tóxicas (Von Sperling, 2014b).

A DBO é reconhecida como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Quando o período de incubação da DBO é de 5 dias, em uma temperatura de incubação de 20°C, a DBO é conhecida como DBO_{5,20}. A DBO se torna elevada num corpo d'água quando acontecem despejos de origem, predominantemente, orgânica. A existência de um alto teor de matéria orgânica pode resultar no completo esgotamento do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática (CETESB, 2009).

3.7.3. Potencial Hidrogênio Iônico (pH)

O pH representa a concentração de íons H⁺ proporcionando uma condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade na água. A faixa de pH é de 0 a 14, e o constituinte responsável pelo pH ocorre na forma de sólidos dissolvidos e de gases dissolvidos. A sua origem natural deve-se à dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, à oxidação da matéria orgânica e à fotossíntese. A sua origem antropogênica deve-se aos despejos domésticos (degradação de matéria orgânica) ou industriais (lavagem ácida de tanques, por exemplo) (Von Sperling, 2014a).

Variações no pH podem ser reflexo do tipo de rocha (material de origem) que formou o solo por onde a água percorre, ou ainda, em lagoas com grande população de algas, nos dias

ensolarados, o pH pode subir muito, chegando a 9 ou mais. Isso porque as algas, ao realizarem fotossíntese, retiram muito gás carbônico, que é a principal fonte natural de acidez da água. Geralmente um pH muito ácido ou muito alcalino está associado à presença de despejos industriais (Da Silva, 2010). A alcalinidade, por exemplo, é responsável pela manutenção para que os valores de pH permaneçam próximos de 7,0, característica fundamental para a maioria dos seres aquáticos que se adaptam melhor a um pH neutro.

Este parâmetro não apresenta riscos em termos de saúde pública, a menos que seu valor seja muito baixo ou muito alto, podendo provocar irritações nos olhos e na pele. Os valores afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática. Os valores muito altos podem estar associados à proliferação de algas, a neutralidade ocorre com pH igual a 7, valores abaixo disso causam condições ácidas e valores acima condições básicas (Von Sperling, 2014a).

Os valores altos de pH são facilmente encontrados em regiões de balanço hídrico negativo como ocorre com os reservatórios na região semiárida no Nordeste brasileiro. Na época de estiagem, este fato é acentuado pelos altos valores de carbonatos e bicarbonatos encontrados nas águas e que se tornam mais concentrados pela evaporação (Esteves, 2011).

3.7.4. Fósforo total

O fósforo é um elemento essencial ao crescimento de algas, e quando encontrado em grande quantidade pode causar processo de eutrofização dos corpos d'água. Além disso, é um elemento indispensável para o crescimento dos microrganismos que estabilizam a matéria orgânica (Sperling, 2014a).

O fósforo na água apresenta-se basicamente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fosfato orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem a necessidade de conversão a formas mais simples. Os ortofosfatos mais detectados na água são o PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- e H_3PO_4^+ , a sua presença na água ocorre em função da presença de sólidos em suspensão e dos sólidos dissolvidos, quando a origem é natural pode ser atribuída à dissolução de compostos do solo e a decomposição da matéria orgânica. A sua origem antropogênica ocorre devido aos despejos domésticos, despejos industriais, detergentes, excrementos de animais e uso de fertilizantes (Von Sperling, 2014a).

O uso excessivo de fertilizantes em terras agrícolas é um dos maiores contribuintes para as concentrações de fósforo na água (Pérez-Gutiérrez et al., 2017). O consumo mundial de fósforo em 2017 atingiu 398,07 toneladas de adubos fosfatados, o Brasil consumiu 1,71 toneladas, Estados Unidos da América houve o consumo de 5,85 toneladas e a China consumiu 32,06 toneladas (FAO, 2020).

Outro problema comum de se encontrar em bacias hidrográficas são os lançamentos de efluentes domésticos provenientes de estações de tratamento de esgoto, esses efluentes possuem grande concentração de matéria orgânica que é a causadora do principal problema de poluição das águas: o consumo do oxigênio dissolvido pelos microrganismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica (Von Sperling, 2014a). Os efluentes também possuem valores elevados de concentrações de nutrientes principalmente nitrogênio e fósforo, em média apresentam uma concentração de 50 mg.L⁻¹ de nitrogênio e 8,1 mg.L⁻¹ de fósforo (Von Sperling, 2014b).

Como consequências os efluentes domésticos causam alterações químicas e ecológicas no sistema aquático, conduzindo ao desequilíbrio da fauna e flora dos corpos de água, resultando em prejuízos econômicos à região, que vão desde a diminuição de captura na pesca até o aumento do custo de aquisição e tratamento da água para consumo (Carvalho et al., 2000).

3.8. Indicadores físicos de qualidade de água

3.8.1. Temperatura

A temperatura pode ser definida como uma medida da intensidade de calor, sendo considerada uma das características mais importante de um curso d'água. Tucci (2004) afirma que a temperatura caracteriza grande parte dos outros atributos físicos da água tais como a densidade, viscosidade, pressão de vapor e solubilidade dos gases dissolvidos. A temperatura é um importante fator modificador da qualidade da água, pela influência direta sobre o metabolismo dos organismos aquáticos e pela relação com os gases dissolvidos. Assim, os aumentos de temperatura diminuem as concentrações de oxigênio dissolvido, gás carbônico, pH e a viscosidade, entre outras propriedades (Hammer, 1979; Sawyer et al., 1994).

A temperatura possui duas origens, quando relacionada como atributo de caracterização das águas. A primeira é a origem natural, e está relacionada à transferência de calor por radiação, condução e convecção entre a atmosfera e o solo, enquanto a origem antropogênica está relacionada com águas de torres de resfriamento e despejos industriais (Di Bernardo & Dantas, 2005).

Os organismos aquáticos são prejudicados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, o que provoca impactos sobre seu crescimento e reprodução. Todos os corpos d'água apresentam variações de temperatura ao longo do dia e das estações do ano. Entretanto, o lançamento de efluentes com altas temperaturas pode causar impacto significativo nos corpos d'água (ANA, 2013).

3.8.2. Condutividade Elétrica

O atributo condutividade elétrica também é importante, no entanto, não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram na bacia de drenagem ocasionados por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos, etc. A condutividade elétrica da água pode variar de acordo com a temperatura e a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas. Em águas cujos valores de pH se localizam nas faixas extremas ($\text{pH} > 9$ ou $\text{pH} < 5$), os valores de condutividade são atribuídos apenas às altas concentrações de poucos íons em solução, dentre os quais os mais frequentes são o H^+ e o OH^- .

Moraes (2008) afirma que a condutividade indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes geralmente, níveis superiores a $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ indicam ambientes impactados.

3.8.3. Turbidez

Para efeito de análise, a turbidez representa o grau de interferência da passagem de luz, por meio da água, conferindo uma aparência turva à mesma. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta no aumento da turbidez das águas.

Dessa maneira, a turbidez é uma característica da água associada à presença de partículas suspensas, com tamanho variando entre suspensões grosseiras e coloides, dependendo do grau de turbidez. A presença dessas partículas provoca a dispersão e a absorção da luz, dando uma aparência nebulosa à água, tornando-a esteticamente indesejável e potencialmente perigosa (Richtter & Azevedo Netto, 2002).

Quanto aos níveis de turbidez em ambientes aquáticos, Philippi Jr et al. (2004) destacam que, quando em altas concentrações, reduzem a fotossíntese de algas e da vegetação submersa. Segundo Bukata et al. (1995), uma elevação da turbidez também pode causar modificações nos ciclos biodinâmicos e interferir na velocidade e na intensidade da ação fotossintética. Em lagos e represas, em que a velocidade de escoamento da água é menor, a turbidez pode ter uma elevada redução. Além da ocorrência de origem natural, a turbidez da água pode também ser causada pelo lançamento de efluentes domésticos ou industriais.

3.9. Indicadores biológicos de qualidade de água

3.9.1. Coliformes

A definição do nível populacional dos coliformes assume importância como indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifoide, febre paratifoide, desintéria bacilar e cólera (CETESB, 2009).

Água livre de contaminação química e fecal é a água que atende aos padrões definidos em norma nacional ou local. O CONAMA 357/2005 determina que os coliformes não devem ultrapassar 200 NMP (100) mL⁻¹ para classe especial e 1000 NMP (100) mL⁻¹ para classe I; em nascentes perenes é esperado que a classificação seja especial ou classe I, que com a desinfecção ou simples tratamento possa ser utilizada para o consumo humano. Para os relatórios globais, coliformes termotolerantes é o indicador preferido para a qualidade microbiológica (ANA, 2019a).

As bactérias do grupo coliforme constituem o indicador de contaminação fecal mais comum, sendo aplicado como parâmetro bacteriológico básico na caracterização e na avaliação da qualidade das águas em geral (Von Sperling, 2014b). As bactérias coliformes termotolerantes ocorrem no trato intestinal de animais de sangue quente e são indicadoras de poluição por esgotos domésticos, elas são patogênicas e causam doenças (ANA, 2016).

3.10. Indicadores de qualidade da água para irrigação

A qualidade da água de irrigação é definida principalmente pela quantidade total de sais dissolvidos e sua composição iônica. Os principais sais dissolvidos na água de irrigação são os de sódio, cálcio e magnésio em forma de cloretos, sulfatos e bicarbonatos. Normalmente, o potássio e o carbonato estão presentes em proporções relativamente baixas.

A qualidade da água para irrigação não deve ser avaliada apenas pelo seu conteúdo total de sais, mas, também, pela composição individual dos íons presentes. Alguns cátions e ânions, quando em excesso, podem trazer prejuízos ao solo (pelo efeito direto na sodificação) e às plantas cultivadas, dependendo do grau de tolerância destas aos sais (Ayers & Westcot, 1991).

Sendo assim, a qualidade da água utilizada na irrigação deve contemplar o conjunto de características físicas, químicas e biológicas. Segundo Almeida (2010), habitualmente os atributos que se analisa para essa finalidade são: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, totais de sais dissolvidos (TSD), íons: sódio (Na⁺), potássio (K⁺), cálcio (Ca⁺), magnésio (Mg⁺),

cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{+}), carbonatos (CO_3^{--}) e bicarbonato (HCO_3^-) (Andrade, 2017).

A principal consequência do aumento da concentração total de sais solúveis de um solo é a redução do seu potencial osmótico, o que prejudica as plantas, em razão do decréscimo da disponibilidade de água daquele solo. A salinização depende da qualidade da água usada na irrigação, do seu manejo, da existência e do nível de drenagem natural e, ou, artificial do solo, da profundidade do lençol freático e da concentração original dos sais no perfil do solo (Bernardo et al., 2006).

O problema da salinidade ocorre com mais frequência nas regiões áridas e semiáridas, como é o caso do Nordeste brasileiro, pois a lixiviação e o transporte de sais solúveis são restritos devido às baixas precipitações e às altas taxas de evaporação, sendo esse processo acelerado pelas irrigações sem nenhum estudo prévio e pela drenagem muito deficiente.

Alguns fatores da qualidade de água podem influir na infiltração, sendo eles os teores totais de sais (salinidade) e o teor de sódio em relação aos teores de cálcio e magnésio. Alta salinidade aumenta a velocidade de infiltração, enquanto baixa salinidade, ou proporção alta de sódio em relação ao cálcio, a diminuição, ambos os fatores (salinidade e proporção de sódio) podem atuar simultaneamente (Ayers & Westcot, 1999; Bernardo et al., 2006; Mantovani et al., 2006, Gheyi et al., 2016).

A capacidade de infiltração de um solo cresce com o aumento de sua salinidade e decresce com o aumento da razão de adsorção de sódio (RAS) e, ou, com o decréscimo de sua salinidade. Assim, os dois atributos, RAS e salinidade, devem ser analisados conjuntamente para se poder avaliar corretamente os efeitos da água de irrigação na redução da capacidade de infiltração de um solo (Bernardo et al., 2006; Gheyi et al., 2016).

O ferro dissolvido na água (Fe^{+2}) encontra-se em estado reduzido, principalmente nas águas subterrâneas, porém, ao oxidar-se, precipita-se na forma de Fe^{3+} e pode obstruir emissores. Esse processo de oxidação ocorre pela ação de bactérias e pelo contato com o ar ou oxidantes contidos na água, em ambientes aeróbico e anaeróbico (Cordeiro et al., 2003). O ferro e o manganês solúvel (invisíveis) precipitam devido a mudanças de temperatura, pressão, teor de oxigênio, aumento no pH ou pela ação de bactérias. O resultado é um barro limoso que provoca entupimento nos sistemas de irrigação.

O pH é um importante fator na avaliação da conveniência de uma água para irrigação, caracterizando o grau de acidez ou de alcalinidade da água ou do solo. No caso das águas para irrigação, o pH normal é entre 6,5 e 8,4. Águas com pH acima de 8,4 podem provocar entupimentos nos sistemas de irrigação localizados, devido à precipitação do carbonato de cálcio (CaCO_3). Por outro lado, águas com valores de pH baixos podem corroer rapidamente os

componentes metálicos do sistema de irrigação por aspersão.

Nas águas que contêm concentrações elevadas de íons de bicarbonato, há tendência de precipitação do cálcio e do magnésio, sob a forma de carbonatos, reduzindo, assim, a concentração de cálcio e magnésio na solução do solo e, conseqüentemente, aumentando a proporção de sódio, uma vez que a solubilidade do carbonato de sódio é superior à de cálcio e de magnésio (Gueyi et al., 2016).

As águas subterrâneas podem ser classificadas de acordo com o seu armazenamento, que podem ser em aquíferos livres, confinados ou fraturados. O tipo de armazenamento, clima e a natureza geológica (influência litológica na composição química da água), são os principais fatores que interferem no processo de salinização causado pelo uso das águas subterrâneas no Nordeste brasileiro (Feitosa et al., 2008). Segundo Andrade Júnior et al. (2006), o processo de avaliação da adequação de determinada água para irrigação deve considerar: riscos de salinização, sodificação e alcalinização por carbonatos para o solo; aspectos tóxicos em relação a cloreto e sódio para as plantas; e danos ao sistema de irrigação pela alta concentração de sais de baixa solubilidade.

A determinação do potencial de uso da água para fins de irrigação deve considerar, além dos teores dos sais, os efeitos específicos do íon sódio na permeabilidade do solo e sua toxicidade para as plantas (Amorim et al., 2008; Qadir et al., 2008). A relação de adsorção do sódio (RAS) é utilizada como medida do risco de sodicidade, visto que ela expressa a relação entre as concentrações dos íons sódio, cálcio e magnésio, que compõem os sais de maior influência nas condições de infiltração da água no solo, podendo ainda ser correlacionada com a RAS do solo depois de atingido o equilíbrio dinâmico (Andrade Júnior et al., 2006).

Recomenda-se, também, o uso da condutividade elétrica da água de irrigação (CEa) associada à RAS para avaliação do risco de redução da capacidade de infiltração de água no solo, considerando-se que os sais presentes na solução do solo têm efeito floculante, oposto ao efeito dispersante do sódio trocável; logo, para um mesmo valor de RAS, o risco de sodicidade será tanto menor quanto maior for a CEa (Amorim et al., 2008; Andrade Júnior et al., 2006).

A presença de sais na água subterrânea está diretamente relacionada à sua capacidade de dissolução e ao tipo de substrato com o qual ela tem contato; logo, o principal fator determinante é a geologia da região (material de origem). Aquíferos fraturados apresentam, geralmente, águas explotadas com maiores teores de sais que os granulares, fato que ocorre como resultado dos maiores períodos de contato, da falta de circulação das águas e dos tipos de rocha predominantes (Amorim et al., 2008).

3.11. Análise estatística multivariada aplicada a qualidade de água

As técnicas estatísticas que simultaneamente analisam múltiplas medidas sobre os indivíduos ou objetos de investigação são denominadas de análise estatística multivariada (Hair et al., 2009). A estatística multivariada pode ser utilizada para dados coletados ao longo do tempo e no espaço, possibilitando um melhor entendimento das correlações entre os indicadores de qualidade de água analisados.

A análise estatística multivariada permite que o processo de interpretação dos indicadores de qualidade de água seja realizado com uma menor complexidade, permitindo tomada de decisões com minimizações de custos, com análises laboratoriais e com coletas amostrais (Gómez et al., 2013).

O monitoramento da qualidade da água produz uma enorme quantidade de dados, por longos períodos e em vários pontos de amostragem, que muitas vezes são difíceis de serem analisados e interpretados (Muniz et al., 2019). De acordo com Mostafaei (2014), esses dados necessitam ser sintetizados para que possam ser utilizados como instrumento na tomada de decisões na gestão dos recursos hídricos. Técnicas estatísticas multivariadas são aplicadas na avaliação e interpretação desse grande e complexo conjunto de dados. Estudos que envolvem a estatística multivariada em qualidade da água visam principalmente identificar e analisar as relações entre a qualidade da água, uso e ocupação do solo; obter informações sobre semelhanças e diferenças entre pontos de amostragem; reconhecer variáveis que mais influenciam nesta qualidade (Mostafaei, 2014; Ravikumar & Somashekar, 2017).

A investigação pela estatística multivariada é muito utilizada em casos que precisam proporcionar a diminuição da quantidade de variáveis com o mínimo de perda de informação (Guedes et al., 2012). Neste caso, um dos mais utilizados é o método dos componentes principais na resolução de problemas comuns de análise fatorial. A referida análise possibilita a redução do número de variáveis de modo a tornar simples a obtenção de dados e informações a serem usados na análise e avaliação da qualidade das águas e manipulação da bacia.

A análise estatística multivariada envolve o estudo em que as amostras e as variáveis são consideradas em seu conjunto, permitindo extrair os resultados que a análise univariada não seria capaz de demonstrar. Isto porque na univariada, é estudada uma variável de cada vez, não sendo levada em consideração a interação entre elas. A utilização da análise estatística multivariada permite reduzir a representação dimensional de dados, arranjando-os em uma estrutura que facilita a visualização de todo o conjunto de dados, com o mínimo possível de perda da informação (Maia, 2014).

Entre as técnicas multivariadas disponíveis, neste estudo foram realizadas a análise de

componentes principais (ACP) e a análise fatorial (AF), pois são úteis para obter informações significativas, promovendo a redução do número de variáveis com o mínimo de perdas das informações (Rocha et al., 2014). A análise fatorial e de componentes principais é uma das abordagens mais aplicadas na área de meio ambiente para estudar as estruturas de dados de qualidade da água (Yang et al., 2015).

3.11.1. Análise Fatorial (AF)

Os conceitos da análise fatorial surgiram em 1888 através de Galton, onde foram apresentados os métodos de regressão e o coeficiente de correlação (Ferreira, 2010; Centeno, 2017). Posteriormente, buscando entender as causas que relacionava a inteligência humana e as notas (denominadas posteriormente de escores), obtidas em algumas disciplinas, Charles Spearman, em 1904, criou a atual modelagem da estrutura fatorial, porém com apenas um fator (Corrar et al., 2014; Centeno, 2017).

Já a denominação de AF foi disseminada em 1931 por Louis L. Thurstone, que passou a analisar múltiplos fatores e, desde então, é conhecida como uma técnica de interdependência, a partir da qual busca-se elucidar estruturas pertinentes entre as variáveis da análise (Vicini et al., 2005; Centeno, 2017).

Essa técnica fornece meios de analisar a estrutura das correlações de uma amostra, com inúmeras variáveis, tornando assim, conhecidos os conjuntos de variáveis altamente correlacionadas, que são denominados de fatores, sendo esses tratados como representantes de dimensões dentro dos dados (Hair et al., 2009; Mingoti, 2013; Centeno, 2017).

Ao encontrar estruturas complexas existentes, mas que só podem ser observadas diretamente, a AF objetiva a simplificação, permitindo assim um melhor entendimento dos dados analisados (Landim, 2011; Centeno, 2017).

De acordo com Mingoti (2013), após a identificação dos fatores, seus valores numéricos (escores fatoriais) podem ser encontrados para cada uma das variáveis em análise. Normalmente, esses valores servem como base para o emprego de outras análises estatísticas, bem como para compor os índices de qualidade da água (Libânio, 2010; Mingoti, 2013).

As variáveis empregadas em estudos ambientais normalmente apresentam discrepância entre as unidades de medidas, o que pode acarretar em uma pseudo correlação entre elas (Hair et al., 2009). Para minimizar esse problema, há a necessidade de realizar uma transformação nos dados, a fim de equiparar os valores de variância, em uma mesma escala de medidas.

As análises de estatística multivariada são as mais adequadas para estudos de séries históricas, por serem ferramentas que facilitam as interpretações das relações espaciais e temporais das variáveis relacionadas ao objeto de estudo, como por exemplo, a influência antrópica e da sazonalidade em certo corpo hídrico (Pejman et al., 2009; Figueiredo, 2012).

Para a análise de dados históricos de monitoramento da qualidade da água, a análise fatorial com a plotagem dos eixos, é utilizada para o estudo das variações espaciais e temporais dos dados, de maneira que se extraíam informações de similaridade e diferenças entre períodos e locais monitorados (Santana et al., 2017; Trindade et al., 2017).

A AF reduz a dimensionalidade das informações originais, selecionando fatores latentes, não correlacionados, que possam expressar as interdependências ou a variância comum das variáveis originais. Com isso, essa técnica procura identificar os processos latentes que poderiam produzir as interrelações das variáveis (Betarelli Junior, 2016).

Segundo Siecechowicz et al. (2011), as variáveis são agrupadas de acordo com suas correlações, sendo que as que estão dentro de um grupo particular são fortemente correlacionadas entre si, e menos correlacionadas com as que pertencem a outro grupo. Esta redução ocorre uma vez que os fatores retidos pela análise fatorial representam as dimensões latentes (construtos) que resumem ou explicam o conjunto de variáveis observadas (Siecechowicz et al., 2011). Ao diminuir os conjuntos, a análise fatorial expressa os dados em um número menor de conceitos do que os individuais originais (Hair et al., 2009).

Esta análise fatorial (AF) vem ganhando destaque em estudos sobre a qualidade de água, sendo possível constatar nas pesquisas bibliográficas de vários autores a utilização desta técnica estatística. Entre esses trabalhos, podem ser citados o de Varol et al. (2012) que aplicaram diferentes análises multivariadas para avaliar as variações espaço temporais dos dados de monitoramento de reservatórios da bacia do rio Tigres. Destacando a aplicação destas técnicas para a avaliação e interpretação de conjuntos complexos de dados de qualidade da água.

Viana et al. (2013), por meio da análise fatorial, determinou os atributos de qualidade de água mais importantes em cada estação de monitoramento em uma sub-bacia da bacia do Paraíba.

O reservatório Orós, no Ceará, foi estudado de forma espaço temporal, por Lopes et al. (2014), a partir das análises de componentes principais e de agrupamentos. Como resultados a análise de componentes principais promoveu a redução das variáveis e a identificação dos processos que mais influenciam as águas deste reservatório.

Neves et al. (2015) realizaram a estatística multivariada por meio das análises de componentes principais e agrupamentos para estudar a qualidade da água do reservatório Jaime Umbelino, localizado em Sergipe, após seu enchimento. As análises demonstraram que as

principais diferenças entre a qualidade da água do reservatório estão relacionadas ao período de enchimento, pois as diferenças mais significativas nas variáveis ocorreram nos períodos chuvoso de 2013 e seco de 2014, períodos subsequentes ao enchimento do reservatório.

Bortoletto et al. (2015) estudaram a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Pirapó, Paraná, a partir da aplicação da análise fatorial e de componentes principais nos atributos de qualidade da água monitorados. A análise fatorial indicou a influência da sazonalidade e do escoamento superficial na água.

Rocha e Pereira (2016) utilizaram análises multivariadas, entre elas a análise fatorial para a seleção dos atributos mais relevantes para o monitoramento da represa Dr. João Penido, Minas Gerais. Com o resultado das análises foi possível eliminar cinco atributos que não apresentaram variância do programa de monitoramento.

Yamamoto et al. (2016) em seu estudo no rio Iguaçu, a partir da análise fatorial e de componentes principais, identificaram a presença de produtos químicos perigosos nos cinco reservatórios do rio Iguaçu, sua bioacumulação no músculo dos peixes e as respostas biológicas mostraram os impactos das atividades humanas nessa área.

Arruda et al. (2017) utilizaram a análise fatorial para avaliar a qualidade de água do Rio Tibagi, localizado no estado do Paraná, antes da construção da usina hidrelétrica de Mauá. De forma geral, os fatores retidos demonstraram a influência antrópica no recurso hídrico.

Medeiros et al. (2017) avaliaram a qualidade da água, as cargas poluidoras e o efeito de descargas de esgoto não tratadas em riachos da bacia do rio Piracicaba, Sudeste do Brasil. A partir da aplicação da carga de poluentes, de análises estatísticas descritivas e a análise por componentes principais (ACP) revelaram a degradação química e biológica dos recursos hídricos e a vulnerabilidade dos córregos urbanos, devido à liberação de esgoto não tratado nos cursos d'água.

Abreu & Cunha (2017) em seu estudo quantificaram a variabilidade espacial-temporal de 20 atributos físicos, químicos e microbiológicos da qualidade da água no Baixo Rio Jari, Amapá. Para isso, os autores utilizaram a análise de agrupamentos e o teste de Kruskal-Wallis. Os mesmos mostraram que o único atributo que variou espacialmente foi o oxigênio dissolvido, devido à forte influência da reaeração no trecho. Por outro lado, os demais atributos apresentaram apenas variação temporal significativa.

Cecconello et al. (2018) realizaram um estudo com a finalidade de desenvolver um índice de qualidade de água modificado (IQA_{Mod}), por meio de análises multivariadas, para comparar com o índice utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (IQA_{CETESB}), aplicando no Arroio Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. Entre as análises multivariadas, empregou-se a análise fatorial (AF)/análise de componentes principais (ACP).

Estudos realizados por Gomes et al. (2019) sobre o uso da análise multivariada para subsidiar no monitoramento da qualidade da água subterrânea na bacia sedimentar do Araripe, sul do estado do Ceará; onde observou-se que a aplicação da análise fatorial foi fundamental para subsidiar o monitoramento de qualidade das águas subterrâneas do município de Juazeiro do Norte; pois permitiu reduzir o número de variáveis à serem monitoradas de dezoito (pH, CE, turbidez, cor, sólidos totais dissolvidos, dureza total, Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , CO_3 , Cl^- , SO_4 , N-NH_4 , N-NO_2 , N-NO_3 e Fe) para se considerar principalmente as sete variáveis relacionadas com a salinidade (CE, STD, dureza total, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Cl^-), duas relacionadas à alcalinidade (pH e HCO_3) e os compostos nitrogenados (N-NO_3). No geral, não ocorreram variações significativas nos dois períodos de análise da água (janeiro e julho), resultando, assim a redução dos custos, pela diminuição da quantidade de variáveis analisadas, como também, redução de tempo.

3.11.2. Análise de Componente Principais (ACP)

A AF assume que as variáveis estão relacionadas linearmente com novas variáveis aleatórias, porém, para a extração e identificação dessas novas variáveis aleatórias, faz-se necessário utilizar outro método estatístico multivariado (Mingoti, 2013). Os principais métodos de extração de fatores são: a Análise de Componentes Principais (ACP) e a Análise de Fatores Comuns (AFC). Na AFC, os fatores são estimados com base apenas na variância comum, e na ACP, leva-se em consideração a variância total dos dados (Corrar et al., 2014). A ACP é comumente empregada em diversos estudos envolvendo qualidade de água e poluição ambiental (Al-Mutairi et al., 2014; Bodrud-Doza et al., 2016; Gomes et al., 2014; Gómez et al., 2013).

A ACP possibilita uma análise estatística a um número relativamente alto de variáveis heterogêneas, que possuem características comuns, isto é, com um elevado grau de correlação entre si. Desta forma, o que se busca é condensar o conjunto inicial de muitas variáveis em um número bem menor de novas variáveis, as componentes principais, com uma pequena perda de informações (Silva et al., 2005).

Os dados originais são transformados em um novo conjunto de variáveis, chamadas de componentes principais obtidas a partir da combinação linear das variáveis originais. As novas componentes são ortogonais e não se correlacionam. Assim, as primeiras componentes justificam a maior parte da variância total do conjunto de dados, podendo ser utilizadas para representá-lo e dessa maneira, identificar as relações entre as amostras através de gráficos dos *scores* das primeiras componentes e entre as variáveis através de gráficos dos *loadings*. A partir desses

gráficos é possível efetuar uma série de análises como o agrupamento de amostras e/ou variáveis e estimar a influência que cada variável exerce no conjunto analisado (Ouyang, 2005; Costa, 2018).

Os resultados da ACP nem sempre são de fácil interpretação. Para suplantar essa limitação adota-se procedimento de rotação ortogonal da matriz das cargas fatoriais que possibilita melhor interpretação dos fatores ao redistribuir a variância explicada pelas componentes, não alterando na variância acumulada do conjunto de componentes. A utilização da rotação ortogonal pelo método Varimax, objetiva um ajuste melhor ao modelo fatorial possível de explicação, sendo frequentemente utilizada em estudos de qualidade de água e processos hidrológicos (Aprile & Farias, 2001; Andrade et al., 2007; Girão et al., 2007; Guedes et al., 2012, Rocha et al., 2014).

Segundo Corrar et al. (2014) e Mingoti (2013), dentre os métodos utilizados para a rotação de fatores, o Varimax é o mais prático e o mais utilizado, uma vez que resulta em respostas mais simples, comparativamente aos demais métodos.

Esta análise por componentes principais (ACP) vem ganhando destaque em estudos sobre a qualidade de água, sendo possível constatar nas pesquisas bibliográficas de vários autores a utilização desta técnica estatística.

Andrade et al. (2007) estudaram os fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, onde se utilizou a estatística multivariada, chegando à conclusão que o emprego da Análise Fatorial/ Análise do Componente Principal (AF/ACP) promoveu a redução de 16 características das águas superficiais da bacia do rio Acaraú para três componentes, que explicam 88% da variância total. A rotação dos fatores mostrou que os indicadores da qualidade das águas na bacia do Alto Acaraú estão, principalmente, relacionados com a solubilidade dos sais (ação natural), com nutrientes e transporte de sedimentos (ação antrópica), sendo o principal fator a geologia da região. A poluição difusa, gerada nos núcleos urbanos e em atividades agropecuárias, apresentou-se como o segundo fator determinante da qualidade das águas superficiais na área em estudo.

De acordo com o trabalho de Sabino et al. (2008), ao qual utilizou-se da ferramenta da estatística multivariada de análise de componentes principais para avaliação dos atributos de qualidade de água da Bacia do Rio Paraopeba, concluíram em suas pesquisas que o tratamento estatístico multivariado permitiu a interpretação e obtenção das informações complementares no conjunto de dados multidimensionais dos programas de monitoramento de águas. Ainda, segundo os autores, a utilização da técnica de análise estatística empregada, para avaliação da qualidade das águas do Rio Paraopeba, permitiu tirar conclusões complementares, como a correlação entre diversas variáveis, o aumento do componente 2 com a lixiviação e carreamento, a presença de

metais (componente 2) ao longo de toda a Bacia, o que demonstra não apenas características naturais das rochas, como também o efeito das atividades antrópicas na qualidade das águas da Bacia.

Bortoletto et al. (2015) avaliaram a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Pirapó, Paraná, a partir da aplicação da análise fatorial e de componentes principais nos atributos de qualidade da água monitorados. A análise de componentes principais (ACP) indicou a redução de 9 para 5 pontos de amostragem, o que implica redução de custos associados ao monitoramento

Maia et al. (2019) analisaram o monitoramento de qualidade da água e aplicação de análise multivariada no estudo da frequência de amostragem e do número de estações monitoramentos, e concluíram que a ACP é uma ferramenta muito apropriada para análise exploratória multivariada, mas mostrou-se de menor praticidade para casos semelhantes. Essa pode tornar a interpretação dos resultados laboriosa quando o número de componentes principais conduz a um espaço multidimensional que torna onerosa a inspeção visual das distribuições espaciais.

Cabral et al. (2019) avaliaram a estatística multivariada aplicada ao uso de água residuária na fertirrigação, na região semiárida brasileira (Patos - PB, Santa Luzia – PB e Santana do Seridó - RN); concluíram que a análise fatorial e de componentes principais permitiu a seleção de dois componentes indicadores da qualidade das águas nas três cidades nos dois anos, explicando 87,8% da variância total. As variações na qualidade da água nas três cidades foram definidas por um grupo de nutrientes (influência da poluição difusa e da composição mineral das rochas que dão origem ao solo da região) e por um grupo orgânico (indicativo de lançamento de esgotos domésticos *in natura* no curso de água).

3.11.3. Critério para a seleção do número de fatores

Dentre os diversos métodos existentes na literatura, é comum o uso da análise da porcentagem da variância, explicada pela facilidade e rápida aplicabilidade em estudos ambientais (Corrar, 2014; Centeno, 2017).

De acordo com este método, objetiva-se encontrar um percentual acumulativo, definido pela variância total extraída por fatores consecutivos, buscando a significância prática para os fatores selecionados e garantindo que esses fatores expliquem, pelo menos, um montante de variância especificado pelo pesquisador (Hair et al., 2009)

Na maioria das vezes em estudos ambientais, os pesquisadores buscam explicar no mínimo 70% da variância total dos dados (Corrar et al., 2014).

De acordo com Hair et al. (2009) e Vicini & Souza (2005), os fatores encontrados por meio da AF podem ser empregados em diversas finalidades: redução do número de variáveis empregadas em um determinado estudo; sumarização de dados, o que permite identificar a variável de maior importância e; retirada das correlações existentes entre as variáveis observadas. No texto a seguir estão listados alguns trabalhos encontrados na literatura, que utilizaram a análise fatorial em estudos de qualidade da água e suas respectivas percentuais de explicação da variância total para os dados de qualidade de água.

Toledo & Nicolella (2002), aplicaram estatística multivariada com a finalidade de construção de um índice de qualidade da água a partir da aplicação da análise fatorial e de componentes principais nos atributos de qualidade da água monitorados. A análise obteve 71 % de explicação da variância total dos dados utilizados, foram encontrados três componentes principais nesse estudo.

Guedes et al. (2012) aplicaram estatística multivariada com a finalidade de identificar os grupos de poluição da água na cidade Pomba, Minas Gerais (Brasil). A análise obteve 74,3 % de explicação da variância total dos dados utilizados, sendo encontrados três componentes principais nesse estudo.

Bertossi et al. (2013) realizaram análise estatística multivariada para explicar a variabilidade da qualidade das águas na Sub-bacia Rural no Sul do estado do Espírito Santo (Brasil). A análise obteve 87,53 % de explicação da variância total dos dados utilizados, onde foram encontrados três componentes principais.

Al-Mutairi et al. (2014) investigaram a qualidade temporal e espacial da água da Baía do Kuwait através da estatística multivariada realizando a análise fatorial. A análise obteve 58,00 % de explicação da variância total dos dados utilizados, encontrando três componentes principais.

Yang et al. (2015) realizaram análise estatística multivariada com a finalidade de avaliar a qualidade das águas subterrâneas e identificar os grupos de poluição formados na Aquífero costeiro, província de Fujian, sul da China. A análise obteve 90,30 % de explicação da variância total dos dados utilizados, sendo encontrados três componentes principais nesse estudo.

Badillo-Camacho et al. (2015) aplicaram estatística multivariada com intuito de observar as correlações entre as variáveis de qualidade da água do Lago tropical na Chapala Mexicana através da análise fatorial e de componentes principais. A análise obteve 81,80 % de explicação da variância total dos dados utilizados, gerando seis componentes principais.

Bilgin & Konanç (2016) realizaram análise estatística multivariada com a finalidade de identificação das fontes de poluição Bacia do Rio Coruh (Turquia). A análise obteve 62,70 % de explicação da variância total dos dados utilizados, sendo encontrado quatro componentes

principais nesse estudo.

Arruda et al. (2017) realizaram análise estatística multivariada, no intuito de gerar informações que propiciem o gerenciamento de recursos hídricos. Este visou avaliar a qualidade de água do Rio Tibagi, localizado no estado do Paraná, antes da construção da usina hidrelétrica de Mauá. Foram utilizados dados de quatro das oito estações do Programa de Monitoramento das Condições Limnológicas do Rio Tibagi. A estação de monitoramento MA_01, foi caracterizada por três fatores que foram responsáveis por 78,6% da variância total da amostra, já para MA_02 quatro fatores foram retidos, os quais totalizaram 86,5% da variabilidade da amostra e para MA_03 três fatores caracterizaram a qualidade das águas da estação, sendo que, em conjunto, corresponderam a 80,2% da variância total da amostra.

Gomes et al. (2017) aplicaram estatística multivariada com a finalidade de desenvolver uma metodologia utilizando a técnica da análise fatorial, associada a análise de agrupamento multivariada, objetivando dar suporte à gestão qualitativa. A análise fatorial aplicada a atributos físico-químicos identificou dois componentes responsáveis por aproximadamente 84% da variância total. O primeiro como indicador de poluição das águas subterrâneas por esgoto (Mg^{2+} , K^+ , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- e Condutividade Elétrica) e o segundo, como indicador da dissolução dos minerais calcita e gipsita (Ca^{2+} , SO_4^{2-} e HCO_3^-).

Centeno et al. (2017) estudaram a qualidade da água utilizando-se da estatística multivariada como ferramenta para identificação das possíveis fontes de poluição do Arroio Lavras do Sul/RS, Brasil. Para isto, aplicou-se a análise fatorial, seguida da análise de componentes principais. Foi possível concluir que duas componentes principais foram suficientes para explicar 100% da variância total dos dados de qualidade da água. A primeira componente principal foi relacionada com atividades provenientes de ações antrópicas, como despejos de esgotos domésticos e atividades agropecuárias. Já a segunda componente principal foi relacionada a despejos de efluentes industriais e atividades de mineração.

Medeiros et al. (2018) avaliaram a sazonalidade espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil, através da análise estatística multivariada os dados foram avaliados utilizando-se análises de agrupamento e de componentes principais - ACP. A ACP identificou quatro componentes principais que explicaram uma variação de 58,64% nos dados.

Gomes et al. (2019) realizaram um estudo com intuito do uso da análise multivariada para subsidiar no monitoramento da qualidade da água subterrânea na bacia sedimentar do Araripe, Sul do estado do Ceará utilizando-se da análise fatorial e de componentes principais. A análise obteve 89,17 % de explicação da variância total dos dados utilizados no período de janeiro de

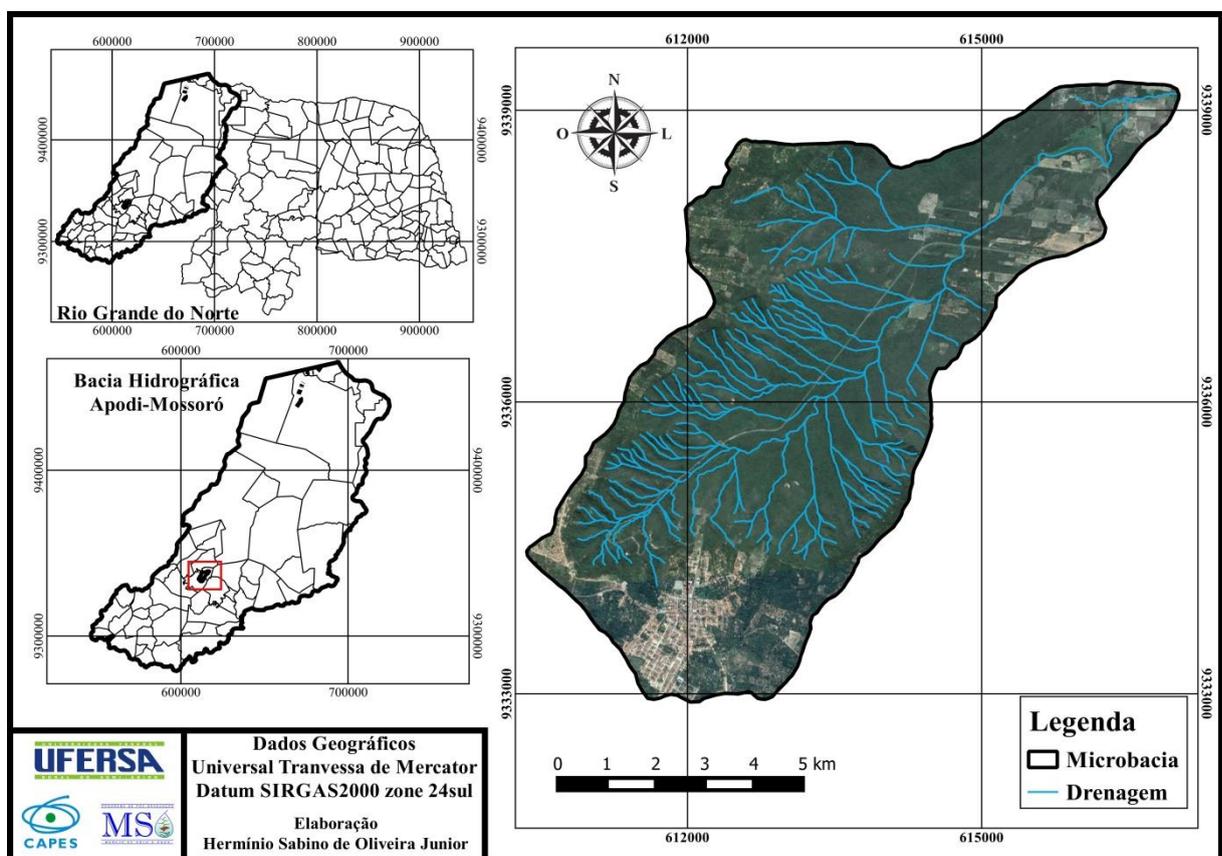
2011, já para o período de julho de 2011 a análise obteve 92,82 % de explicação da variância total dos dados utilizados. Foram encontrados dois componentes principais para esse estudo.

Cabral et al. (2019) realizaram um estudo com a finalidade avaliar a estatística multivariada, como ferramenta para analisar a qualidade de água residuária, utilizada por agricultores na região semiárida brasileira. Na variação total dos dados foram extraídos os dois principais fatores, onde, 73,23% da variação se deve a componente 1 (CP1) e 14,60% a componente 2 (CP2), somados, ambos são responsáveis por 87,83% de explicação da variância total dos dados.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

Á área de estudo, com aproximadamente 1895,00 ha, compreende a microbacia hidrográfica do Riacho da Bica na região serrana entre os municípios de Portalegre e Viçosa, mais precisamente no médio curso superior da bacia hidrográfica do Rio Apodi- Mossoró, inseridos na mesorregião Oeste Potiguar do estado do Rio Grande do Norte e na microrregião de Pau dos Ferros, conforme pode ser observado na Figura 7.

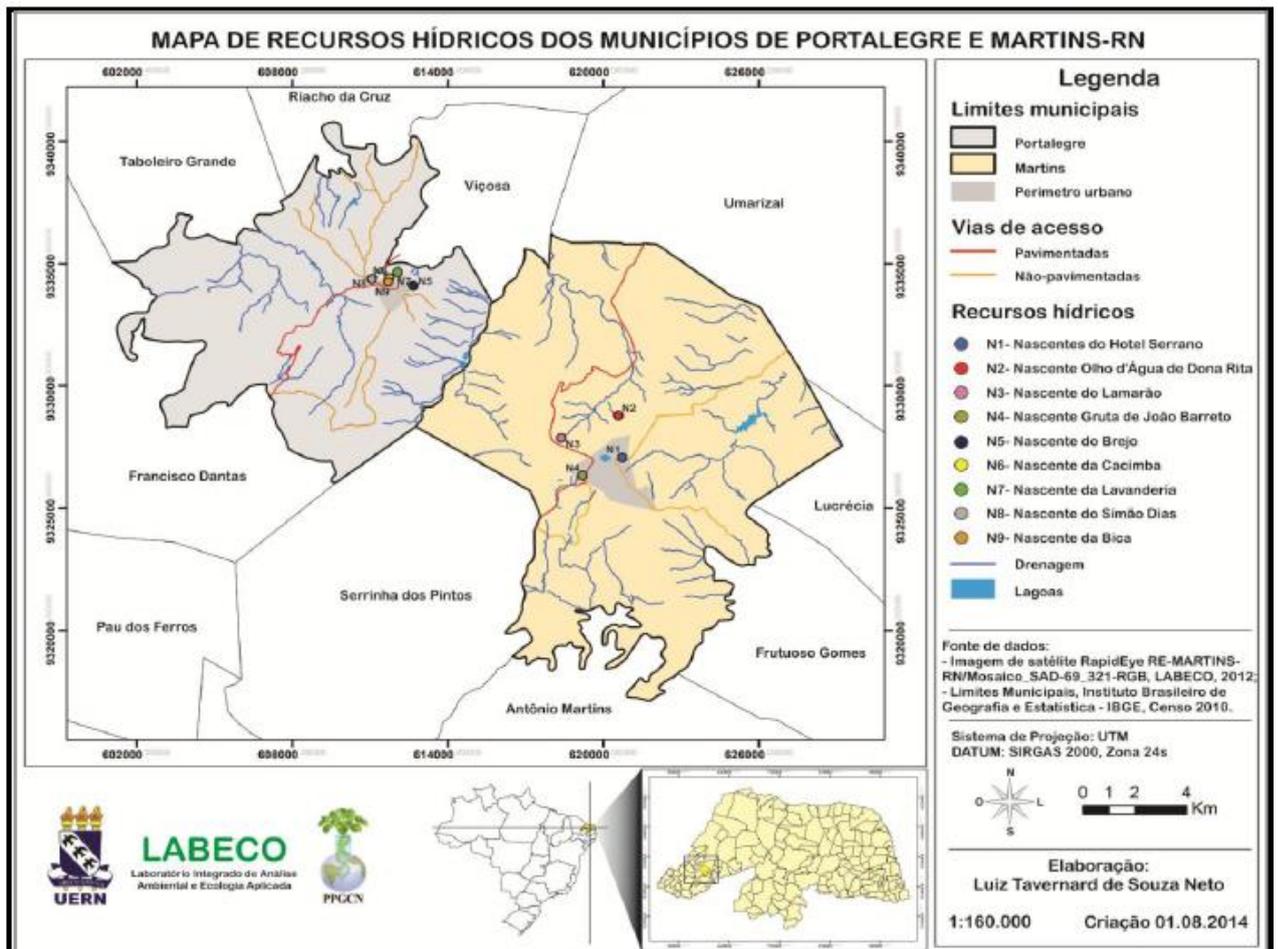


Fonte: Oliveira Júnior (2016).

Figura 7. Localização da microbacia do Riacho da Bica (entre os municípios de Portalegre e Viçosa/RN) juntamente com sua hidrografia

Na microbacia hidrográfica de estudo predominam recursos hídricos intermitentes sazonais. Porém, no médio curso da bacia hidrográfica, encontra-se um imponente dispersor de águas, o platô do maciço serrano de Martins e Portalegre, cujas características geoambientais favorecem a formação de setores de brejos de altitude sustentados por nascentes de água perenes, responsáveis pela formação de “ilhas” de mata úmida. Essas nascentes são justificadas por um contexto ambiental onde o maior aporte pluviométrico, em conjunto com as características do

capeamento sedimentar no topo da serra (Formação Serra do Martins), permite uma acumulação de água subterrânea que ressurge em uma altitude aproximada de 630 m, no contato entre a capa sedimentar e o embasamento cristalino, com direcionamento de norte/nordeste, ao qual pode-se observar a localização dessas nascentes na Figura 8.

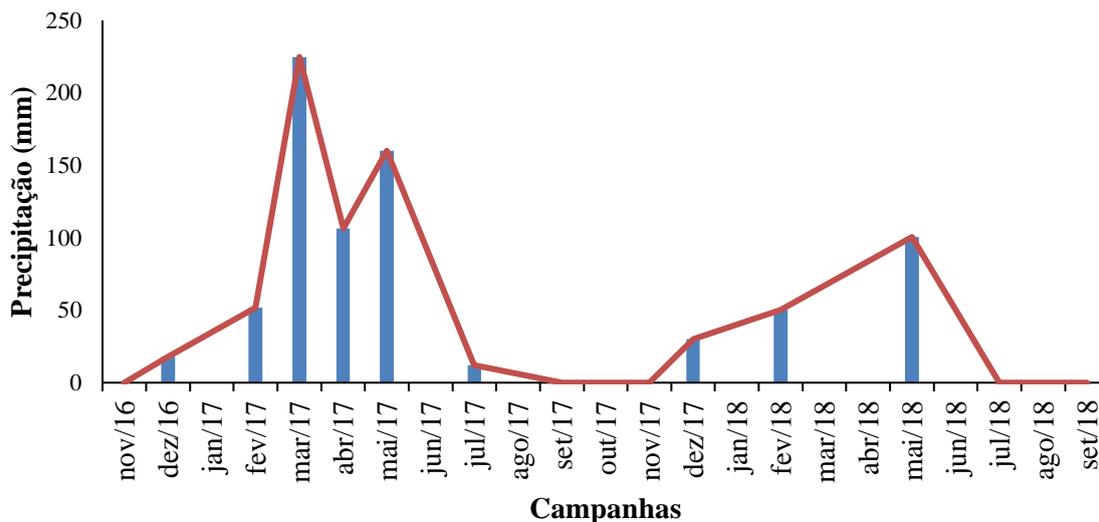


Fonte: Adaptado da UERN/NESAT & Neres (2014).

Figura 8. Mapa de localização das nascentes dos municípios de Portalegre e Martins

A nascente que foi objeto de estudo é a de nº 9 denominada de nascente da bica, que dá origem ao Riacho da Bica. O clima da microbacia, conforme a classificação climática de Köppen é considerada tropical chuvoso, com inverno seco e com a estação chuvosa prolongando-se até o mês de julho (Álvares et al., 2013).

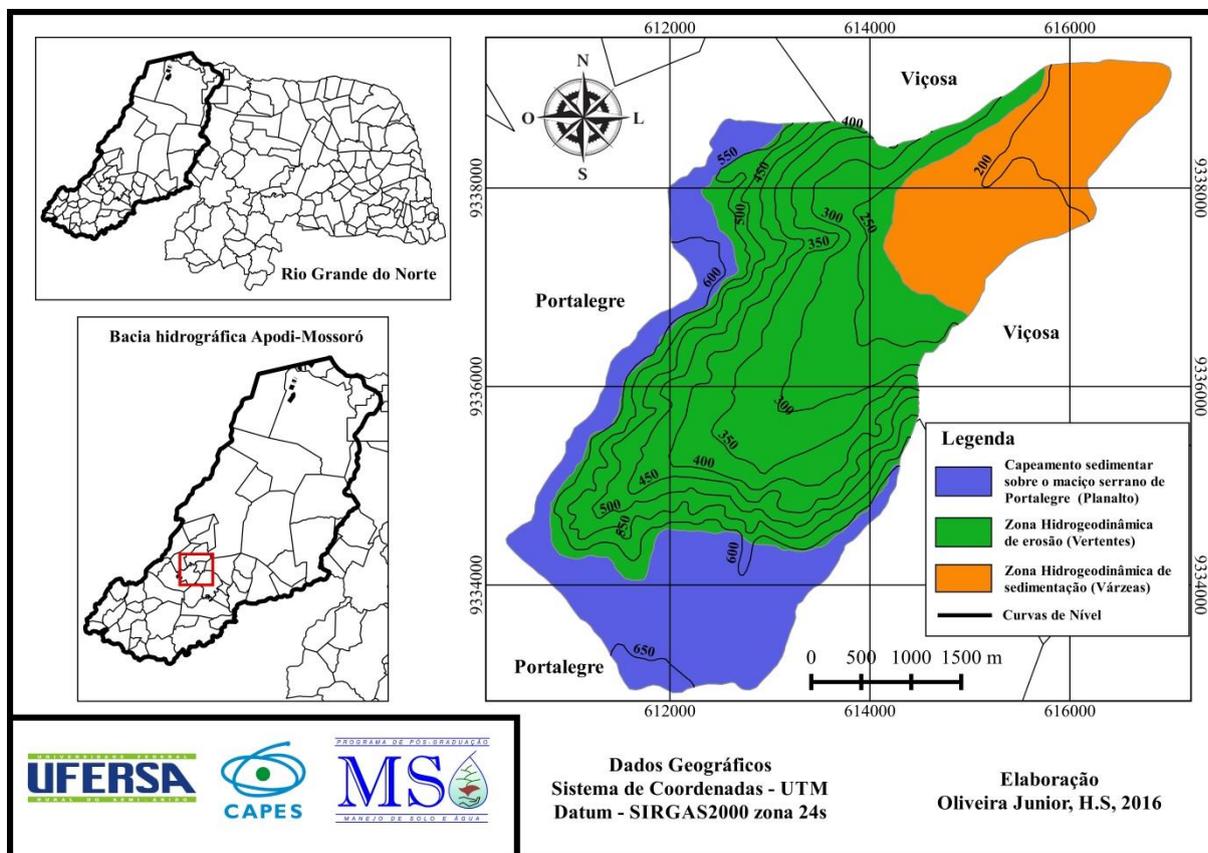
Na Figura 9 é possível observar a variação temporal da precipitação ao longo das 15 campanhas de coleta de água na microbacia hidrográfica do Riacho da Bica.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 9. Variação da precipitação ao longo das 15 campanhas de coleta na microbacia hidrográfica do Riacho da Bica

A altitude da microbacia de estudo varia de 186 a 660 m, conforme se verifica nas curvas de nível no mapa da Figura 10. Esta diferença de nível é fundamental para a formação da Cachoeira do Pinga, local de grande relevância ecológica sendo explorada como um ponto turístico de maneira não controlada.



Fonte: Adaptado de Oliveira Júnior (2016).

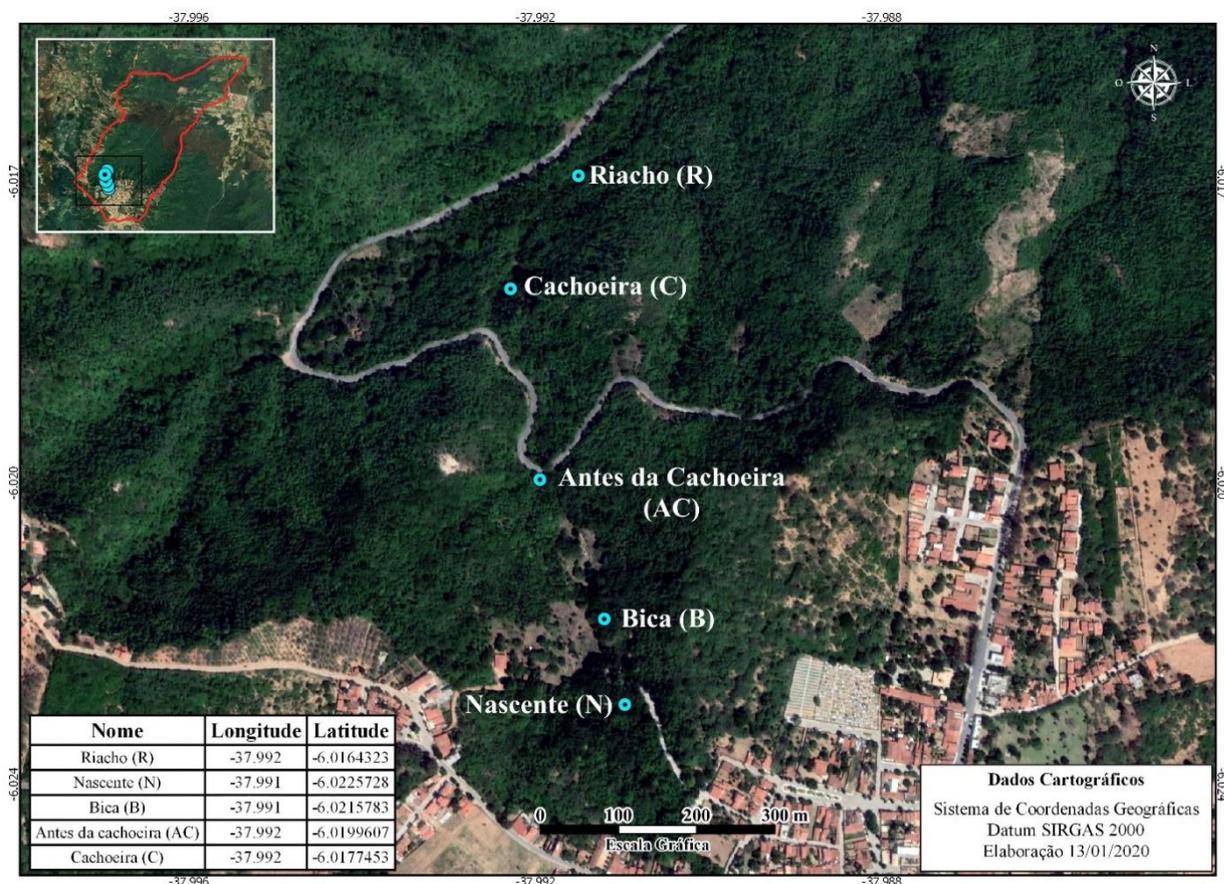
Figura 10. Curvas de nível e mapeamento hidrogeodinâmico da microbacia hidrográfica

4.2. Plano amostral

Para elaboração do plano amostral, realizou-se a delimitação da microbacia hidrográfica, através das curvas de nível e observação dos divisores topográficos utilizando ferramentas computacionais (Google Earth, 2020).

As amostras de água foram coletadas em cinco pontos específicos do Riacho da Bica, iniciando na nascente, no período de 2016 a 2018, estes pontos foram distribuídos estrategicamente para demonstrar a qualidade da água ao longo de toda a microbacia hidrográfica e a possível interferência antrópica sobre a mesma.

Conforme destacado na Figura 11, o primeiro ponto amostral (P1 - N) corresponde à fonte de água da nascente (N) localizada no Portal Bica a 620 m de altitude, o segundo ponto (P2 - B) estar locado no trecho de água corrente, à jusante da nascente, logo após o banho da bica (B) (interferência antrópica), seguindo o curso do rio o terceiro ponto de coleta (P3 - AC) estar locado antes da Cachoeira do Pinga (AC) e o quarto ponto amostral (P4 - C) foi locado logo após da Cachoeira do Pinga (C), local onde há acúmulo de água formado pela queda d'água e presença diária de visitantes, o quinto e último ponto amostral (P5 - R) foi locado no curso inferior do Riacho da Bica (R).



Fonte: Adaptado do Google Earth (2020).

Figura 11. Distribuição dos pontos amostrais

4.3. Procedimentos de coleta

A amostragem para determinação das variáveis físico-química e microbiológicas nos pontos de coleta foram do tipo simples e utilizando-se a técnica de imersão do frasco numa profundidade máxima de 30 cm da coluna d'água (CETESB, 2011).

A amostragem constituiu-se em coletar para cada ponto amostral cerca de 1000 mL de água superficial em garrafa plástica para as análises físico-químicas, 300 mL para análise de DBO em frasco B.O.D. (DBO) com rolha de vidro 300 ml aferido e 80 mL em coletor de polipropileno estéril para microbiologia em triplicata, utilizando-se luvas cirúrgicas esterilizadas em cada ponto da coleta.

Os recipientes foram identificados e lavados por três vezes consecutivas com a água da nascente e do Riacho da Bica, de acordo com o ponto amostral, somente na quarta vez foram devidamente preenchidos. De imediato as amostras eram submetidas à refrigeração (caixa de isopor com gelo 24 °C) e levadas ao laboratório no prazo máximo de 24 horas. O método de coleta está em conformidade ao estabelecido nas normas prescritas no manual prático de análise de água e NBR 9898 Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores (Brasil, 2006; ABNT, 1987).

4.4. Análise físico-química e microbiológica dos atributos

Foram realizadas 15 coletas de água para cada ponto amostral distribuídas nos anos de 2016 a 2018, tanto no período seco como chuvoso. Após cada coleta, as amostras de água destinavam-se a três laboratórios: Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta – LASAP, Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água do Semi-Árido – LIMNOAQUA e ao laboratório de Saneamento – LASAN, todos os laboratórios encontram-se na UFERSA.

Os atributos os quais foram avaliados nas amostras de água coletadas foram: Físicos: temperatura (T), medido através da sonda de em campo, turbidez (Tur.), obtido através de um turbidímetro de bancada, e condutividade elétrica (CE), obtido através de um condutivímetro de bancada; Químicos: Potencial Hidrogênionico (pH), obtido através de um pHmetro de bancada; fósforo total (PT), determinado por um espectrofotômetro, oxigênio dissolvido (OD), medido com a sonda de campo, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), obtido pela diferença pelo oxigênio dissolvido medido pela sonda de bancada; sódio (Na⁺), potássio (K⁺), magnésio (Mg²⁺), cálcio (Ca²⁺), carbonato (CO₃²⁻), cloreto (Cl⁻) e bicarbonato (HCO₃) obtidos por titulação; Metais: cobre (Co), manganês (Mn), ferro (Fe) e zinco (Zn) determinados em um espectrofotômetro de absorção atômica, razão de adsorção de sódio (RAS), através da equação 1 e biológicos: coliformes totais

e termotolerantes obtidos pela técnica do tubos múltiplos.

pH (potencial Hidrogeniônico): determinado a partir da retirada de 25 mL da amostra, alocada em copo descartável, para posterior leitura no pHmetro.

CE (Condutividade Elétrica): indicada a partir da retirada de 25 mL da amostra, alocada em copo descartável, para posterior leitura no condutivímetro.

Na⁺ (Sódio) e K⁺ (Potássio): determinados a partir da retirada de 20 mL da amostra, alocada em copo descartável, para que, após passar pela curva de calibração, seja feita a leitura no fotômetro de chama. Vale salientar que, quando necessária, a diluição é feita em meio a utilização de uma pequena parte da amostra e água deionizada.

Ca²⁺ + Mg²⁺ (Cálcio + Magnésio): indicados a partir da retirada de 25 mL da amostra, alocada em copo descartável, 4 mL de coquetel (solução tampão de pH 10) e uma pitada do indicador negro de eriocromo, obtendo-se coloração rosa. Em seguida, é feita a titulação, com a solução de EDTA, até obter o ponto de viragem (coloração azul).

Ca²⁺ (Cálcio): determinado a partir da retirada de 25 mL da amostra, alocada em copo descartável, 3 mL da solução KOH a 10% e uma pitada do indicador calcon, obtendo-se coloração rosa. Em seguida, é feita a titulação, com a solução de EDTA, até obter o ponto de viragem (coloração azul).

Mg²⁺ (Magnésio): seu valor é determinado a partir da diferença entre os resultados de Ca²⁺ + Mg²⁺ e Ca²⁺, ((Ca²⁺ + Mg²⁺) - Ca²⁺).

RAS (Razão de adsorção de sódio): determinada a partir das concentrações de Na⁺ (Sódio), Ca²⁺ (Cálcio) e Mg²⁺ (Magnésio), conforme descrito na Equação 01.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}} \quad (01)$$

Em que:

RAS - Razão de adsorção de sódio, mmolc L⁻¹;

Na⁺ - Concentração de sódio, mmolc L⁻¹;

Ca²⁺ - Concentração de cálcio, mmolc L⁻¹ e;

Mg²⁺ - Concentração de magnésio, mmolc L⁻¹.

A dureza (Dur) de uma água se define como a concentração de carbonato de cálcio (CaCO_3) que é quimicamente equivalente à concentração de cátions multivalentes (principalmente Ca^{2+} e Mg^{2+}) da água, sendo seus valores obtidos através da Equação 02.

$$\text{Dur} = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \times 50 \quad (02)$$

Em que:

Dur - Dureza do efluente, mg L^{-1} ;

Ca^{2+} - Concentração de cálcio no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$;

Mg^{2+} - Concentração de magnésio no efluente, $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$.

Cl^- (Cloro): indicado a partir da retirada de 25 mL da amostra, alocada em copo descartável, e 3 gotas de cromato de potássio. Em seguida, é feita a titulação, com a solução de nitrato de prata (AgNO_3), até obter o ponto de viragem (coloração avermelhada – tom de telha).

CO_3^{2-} (Carbonato): determinado a partir da retirada de 50 mL da amostra, alocada em copo descartável e 3 gotas de fenolftaleína, observando, com esta ação, se ocorrerá, ou não, a presença de tonalidade rosa na amostra. Caso ocorra mudança de coloração, será feita a titulação com a solução de H_2SO_4 a 0,0025 M, até que esta fique, novamente, incolor. Contrariamente, implicará na ausência deste elemento.

HCO_3^- (Bicarbonato): indicado a partir da retirada de 50 mL da amostra, alocada em copo descartável e 3 gotas de alaranjado de metila. Na mesma amostra submetida a análise de CO_3^{2-} , é feita a titulação com a solução de H_2SO_4 a 0,0025 M, até obter o ponto de viragem (coloração de cenoura).

P (Fósforo): determinado a partir da retirada de 5 mL da amostra, alocada em copo descartável, 10 mL da solução ácida de molibdato (MoO_4^{4-}) de amônio diluída e uma pitada de ácido ascórbico, agitando em seguida. Esperam-se 30 minutos para efetivação da leitura no espectrofotômetro UV – VIS, a 660 nm.

Cu (Cobre), Zn (Zinco), Fe (Ferro), Mn (Manganês) indicados a partir da inserção de cerca de 10 mL da amostra em copo descartável para que após o ajuste do espectrofotômetro de absorção atômica, conforme manual do equipamento, seja efetivada a leitura das soluções padrão, que estimam a curva analítica, e, logo em seguida, da amostra.

TB (Turbidez): indicada a partir do método nefelométrico que consiste na retirada de, aproximadamente, 10 mL da amostra bem homogeneizada para alocação em cubeta. Posteriormente, é feita a calibração do turbidímetro com a solução padrão e limpeza da cubeta para inserção no equipamento para leitura.

Dentre as variáveis selecionadas para o estudo, temperatura da água e oxigênio dissolvido foram medidas em campo, por meio de uma sonda multiparamétrica do modelo LBDO 101 robusta da marca HACH. Para análise de turbidez foi utilizado um turbidímetro de bancada através do método nefelométrico.

Para medição da Demanda Bioquímica por Oxigênio – DBO, as amostras foram levadas ao laboratório de Saneamento - LASAN na UFERSA, mantidas incubadas a 20°C por 5 dias, para a obtenção do oxigênio dissolvido final, de acordo com as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Rice et al., 2012).

Os Coliformes Totais e Termotolerantes foram analisados pelo método do Número Mais Provável (NMP), pela técnica dos tubos múltiplos, no Laboratório de Limnologia e Qualidade de Água do Semi-Árido (LIMNOAQUA).

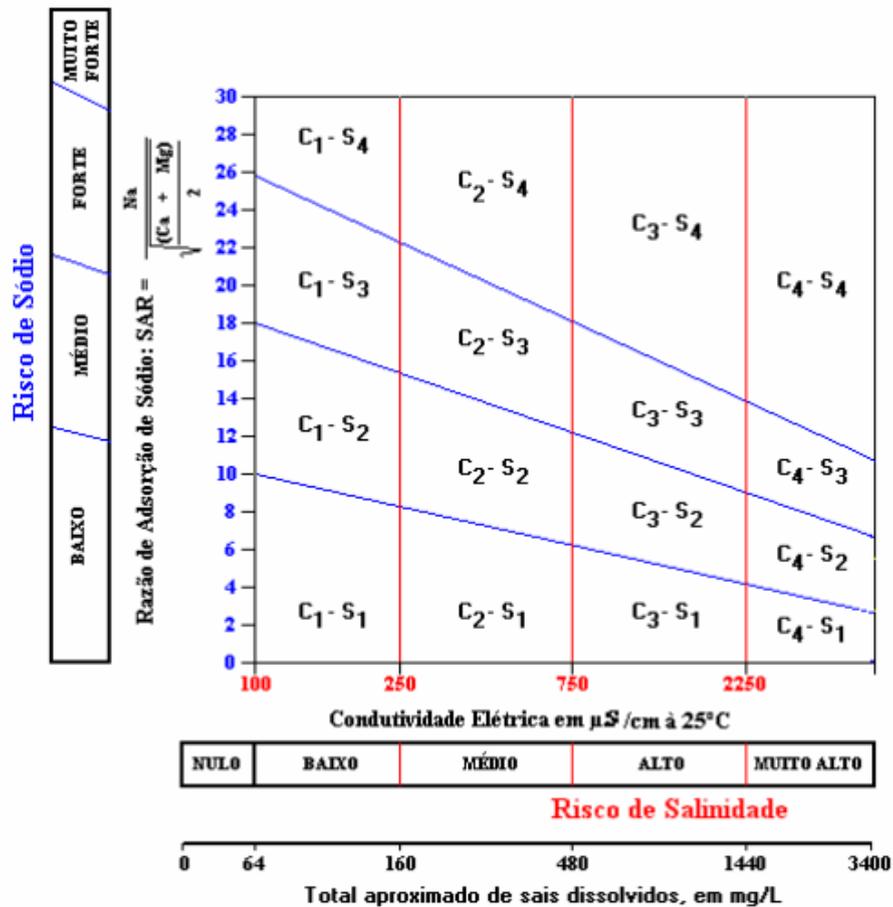
O conjunto de dados das variáveis analisadas, composto pelos eventos de amostragem em cada ponto de monitoramento, nascente e Riacho da Bica, foi tabelado em planilhas eletrônicas para organização e pré-tratamento das informações, a fim de buscar eventuais erros de digitação ou laboratoriais, ou ainda, falhas nas séries de dados. Após a consolidação do banco de dados, a avaliação dos dados de qualidade de água foi embasada nas análises estatísticas.

4.5. Classificação da água para fins de irrigação

A classificação proposta pelo United States Department of Agricultural – USDA (Figura 12) considera a CE como indicadora do perigo de salinização do solo e a RAS como indicadora do risco de sodificação e redução da infiltração no solo. Nesse diagrama, à medida que a salinidade da água aumenta diminui o risco de causar sodicidade (AYERS & WESTCOT, 1999).

Dada à importância do teor de sais e de sódio na água de irrigação, o UCCC – (baseado no método do United States Department of Agricultural - USDA, proposto por Richards, 1954), elaborou uma classificação da água de irrigação, que estabelece, praticamente, 10 classes de água, em função da CE e da RAS° (AYERS & WESTCOT, 1999).

Para os níveis de salinidade utiliza quatro classes C1, C2, C3, e C4 onde os algarismos 1 e 4 representam, respectivamente, os limites máximo e mínimo da salinidade. E para o risco de sodicidade foram adotadas três classes S1, S2 e S3, sendo respectivamente, os limites máximo, médio e mínimo do risco de causar problemas de sodicidade.



Fonte: Adaptado de Meireles (2007).

Figura 12. Diagrama de classificação das águas para fins de irrigação segundo o USDA (RICHARDS, 1954)

4.6. Medição de vazão

Dos cinco pontos amostrais foram selecionados dois pontos para mensuração da vazão, sendo o primeiro, na nascente e o segundo na cachoeira. A escolha dos pontos para monitoramento da vazão foi seguindo o critério de facilidade para captação do volume de água, nesses dois pontos há a canalização da mesma.

As medições de vazão foram realizadas durante as 15 campanhas, de forma simultânea com as coletas de água para análise de qualidade. A vazão da nascente e da cachoeira foi realizada pelo método direto em três repetições, empregando-se recipiente calibrado (Chevallier, 2001), conhecendo-se o volume do recipiente e o tempo necessário para ser preenchido, medido com o cronômetro, calculou-se a vazão. O período das medições está compreendido entre os anos de 2016 a 2018, envolvendo período seco e chuvoso. Nas imagens abaixo, Figura 13, observam-se os pontos de medições, nascente e cachoeira respectivamente.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 13. Pontos de monitoramento da vazão, nascente (a) e cachoeira (b)

4.7. Análise estatística

4.7.1. Estatística descritiva

Esta análise tem como objetivo visualizar o comportamento geral e identificar possíveis valores discrepantes, sem considerar a posição geográfica dos dados observados, a qual é fundamental para a tomada de decisões sobre os procedimentos a serem realizados.

Antes das análises de estatística multivariada, foram empregadas análises estatísticas (clássica) como as medidas de tendência ou posição central (média, mediana, valores máximo e mínimo) e as medidas de dispersão (desvio padrão e coeficiente de variação) para todos os atributos físico-químicos e microbiológicos estudados na microbacia.

A média e a mediana permitem a verificação de um possível ajuste dos dados à distribuição normal e o desvio padrão e o coeficiente de variação dão ideia da magnitude de variabilidade dos dados. Para a utilização da estatística descritiva em todos os atributos físico-químicos e microbiológicos de qualidade de água, foi utilizado planilhas eletrônicas.

4.7.2. Estatística multivariada

Os dados dos atributos de qualidade de água foram expressos por meio da média de três repetições, submetidos à análise multivariada, como ferramenta principal utilizada na detecção dos atributos mais sensíveis para a qualidade da água, utilizando o programa Software Statistica 7.0 (StatiSoft, 2004).

Entre as técnicas multivariadas disponíveis, neste estudo foram realizadas a análise fatorial (AF) e a análise de componentes principais (ACP). Inicialmente foi obtida a matriz de correlação de Pearson através da planilha eletrônica tipo Excel, na função análise de dados. Os valores de r quando próximos de -1 e $+1$ demonstram maior correlação, enquanto valores próximos de zero, ausência de correlação entre as duas variáveis X e Y analisadas.

Foi utilizada a análise de correlação de Pearson ($p \leq 0,05$) para os 21 atributos de qualidade de água com o objetivo de garantir que estes possuíssem correlações mínimas suficientes para justificar o seu uso na matriz de dados na AF.

4.7.2.1. Análise de componentes principais

A análise de componentes principais (ACP) foi aplicada com o objetivo de identificar um número menor de novas variáveis (componentes) alternativas, que resumissem as principais informações e a variância das variáveis originais.

Pelo emprego da análise dos componentes principais, identificou-se a correlação entre as variáveis originais e os componentes principais, por meio dos “loadings”. Sendo que Loadings próximos de “1” indicam que a variável é importante na formação da componente principal, enquanto loadings próximos de “0” indicam que a variável não é importante, podendo ser descartada (Gomes, 2013).

Para realização da ACP foi necessário decidir o número de componentes a reter, ou seja, quantas componentes são necessárias para explicar a variabilidade dos dados. Optou-se pelo uso do critério de Kaiser. Segundo este critério se devem reter as componentes principais cujos valores próprios sejam superiores a 1, ou que possuam variância igual ou superior a 70%.

4.7.2.2. Análise fatorial

Para a análise fatorial (AF), os fatores com autovalores maiores que um foram extraídos por componentes principais, e os eixos fatoriais foram rotacionados pelo método Varimax. Para este estudo estabeleceu-se o valor de 0,65 para cargas fatoriais significativas (Hair Jr. et al. 2009).

Na AF observa-se a contribuição de cada variável em relação a cada fator, sendo os fatores definidos pelos atributos de qualidade de água. Foram confeccionados quatro diagramas dos componentes principais (Fator 1 e 2, Fator 3 e 4) para os atributos de qualidade da água relacionados na resolução do CONAMA 357/2005 e mais 4 diagramas dos componentes principais (Fator 1 e 2, Fator 3 e 4) para os atributos de qualidade de água para irrigação de acordo com a metodologia estabelecida para classificação da água para irrigação, de acordo com a metodologia

estabelecida para classificação da água para irrigação de Richards (1954). A partir desses dados foram criados diagramas bidimensionais e diagramas de projeção de vetores para verificação dos atributos de qualidade de água (CONAMA e Irrigação) que mais distinguiram na microbacia hidrográfica do Riacho da Bica.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Estatística descritiva dos indicadores de qualidade de água

Na Tabela 4 encontra-se a estatística descritiva para os indicadores de qualidade de água, para os cinco pontos amostrais na microbacia hidrográfica. Nessa tabela, encontram-se os valores da média (μ), mediana (η), desvio padrão (σ), coeficientes de variação (CV) e valor máximo e mínimo (V_{\max} e V_{\min}), para os indicadores de qualidade da água: potencial hidrogeniônico (pH); condutividade elétrica (CE); fósforo total (PT); Turbidez (T); Ferro (Fe); Manganês (Mn); Cobre (Cu); Zinco (Zn); Oxigênio Dissolvido (OD); Demanda Bioquímica por Oxigênio (DBO); Coliformes Totais 35°C (Coli. Totais); Temperatura (Temp.); Sódio (Na^+); Potássio (K^+); Cálcio (Ca^{2+}); Magnésio (Mg^{2+}); Cloreto (Cl^-); Carbonato (CO_3^{2-}); Bicarbonato (HCO_3^-); Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e Dureza (D).

Conforme a classificação proposta por Warrick & Nielsen (1980) onde a variável é classificada como de baixa variação ($\text{CV} < 12\%$), média ($12 < \text{CV} < 60\%$), alta ($\text{CV} > 60\%$), o único indicador que obteve baixa variação foi a temperatura, para os indicadores (pH, CE, Zn, OD, K, Na, Ca, Mg, Cl^- , RAS, D) a variação foi classificada como média, para os demais indicadores (P, T, Fe, Mn, Cu, DBO, Coli. Term., Coli. Totais, CO_3^{2-} , HCO_3^-) a variação foi classificada como alta.

A maioria dos atributos analisados foram classificados de média e alta variação, pois os mesmos sofreram impactos naturais e antrópicos, destacando a variação do índice pluviométrico durante as campanhas de coleta, fazendo com que as concentrações dos atributos tivessem variações temporais, outro fator preponderante foi a localização dos pontos de coleta na hidrogeologia da região, a água subterrânea confinada entre as rochas do cristalino e o capeamento sedimentar sofrem influência destes dois grupos de material de origem. O segundo ponto que explica é interferência antrópica na qualidade da água da Nascente e Riacho da Bica, ocasionado pelo uso e ocupação urbana acima dos mesmos, bem como a utilização para recreação da população local e turística. A temperatura possui maior homogeneidade na área estudada quando comparada aos demais indicadores de qualidade de água, pois a mesma apresentou o menor valor de CV, sendo 6,79% (Tabela 4).

O desvio padrão é uma medida de dispersão dos dados em relação à média, medindo a variabilidade dos valores em volta dela. O valor mínimo do desvio padrão é 0 (zero), indicando que não há variabilidade, ou seja, todos os valores são iguais a média (Oliveira et al., 2009).

Observando-se a Tabela 4, nota-se que os valores do desvio padrão dos atributos indicadores de qualidade da água apresentaram variabilidade em volta da média (dispersão dos dados),

principalmente nos resultados encontrados para a Dureza e os Coliformes Totais. Comparando-se os valores entre as medidas de posição média e mediana, verifica-se que os valores apresentaram semelhança, podendo ser um indicativo de distribuição normal dos dados.

Tabela 4. Estatística descritiva para os indicadores de qualidade da água.

Indicadores	Média (μ)	Mediana (η)	V _{min}	V _{max}	Desvio Padrão (σ)	CV
pH	5,70	5,93	3,49	7,91	1,28	22,44
Temperatura (°C)	23,99	23,70	19,80	26,93	1,63	6,79
CE (dS.m ⁻¹)	0,45	0,48	0,02	0,92	0,15	34,03
Turbidez (UNT)	2,40	1,11	0,16	27,13	3,97	165,02
Coliformes Totais (NMP)	17,67	4,30	0,00	110,00	31,85	180,30
mg L ⁻¹						
DBO	0,68	0,54	-0,36	7,34	0,96	142,76
OD	7,00	7,66	4,01	8,53	1,42	20,34
PT	0,49	0,23	0,00	3,91	0,73	149,99
Fe ⁺³	0,01	0,00	-0,01	0,13	0,03	257,56
Mn ⁺²	0,00	0,00	0,00	0,05	0,01	254,53
Cu ⁺²	0,01	0,00	0,00	0,15	0,03	304,38
Zn ⁺²	0,02	0,03	0,00	0,06	0,01	59,48
mmolc. L ⁻¹						
K ⁺	0,18	0,18	0,08	0,31	0,04	21,21
Na ⁺	2,43	2,56	0,26	4,64	0,88	36,17
Ca ²⁺	0,60	0,57	0,07	1,27	0,23	38,51
Mg ²⁺	0,73	0,67	0,07	2,47	0,41	56,05
Cl ⁻	2,79	3,00	0,20	8,80	1,06	37,95
CO ₃ ²⁻	0,01	0,00	0,00	0,24	0,04	610,80
HCO ₃ ⁻	0,55	0,50	0,10	1,90	0,39	70,67
RAS	3,11	3,47	0,23	4,91	1,16	37,34
Dureza (mg. L ⁻¹)	66,48	62,00	33,00	132,00	21,05	31,67

Nota: Potencial Hidrogeniônico (pH), Temperatura (°C), Condutividade elétrica (CE dS. m⁻¹), Turbidez (T) em UNT, coliformes totais (NMP), Demanda Bioquímica por Oxigênio (DBO mg/L), Oxigênio Dissolvido (OD mg/L), Fósforo Total (PT mg/L), Cobre (Cu⁺²), Ferro (Fe⁺³), Manganês (Mn⁺²), Zinco (Zn⁺²) todos expressos em mg/L; Potássio (K⁺ mmolc/L), Sódio (Na⁺ mmolc/L), Cálcio (Ca²⁺ mmolc/L), Magnésio (Mg²⁺ mmolc/L), Cloreto (Cl⁻ mmolc/L), Carbonato (CO₃²⁻ mmolc/L), Bicarbonato (HCO₃⁻ mmolc/L), Relação de adsorção de Sódio (RAS 1:2.5 mmolc/L), Dureza em mg/L; Coeficiente de Variação (CV) e Valor máximo e Valor mínimo (V_{min} e V_{max}).

5.2. Análise da qualidade da água e sua variabilidade temporal e espacial

O Conselho Nacional de Meio Ambiente, por meio da Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), definiu padrões de qualidade para o enquadramento dos corpos hídricos em território nacional, de acordo com os seus usos preponderantes, e para o lançamento de efluentes. Essa resolução, como instrumento jurídico, fixou limites superiores ou inferiores para diversas variáveis em sistemas de água doce, salobra e salina. A água encontrada na microbacia hidrográfica de estudo é classificada como doce, pois possui salinidade inferior a 0,5 ‰ (0,43 ‰), podendo ser observados os limites legais na Tabela 6.

Tabela 5. Valores médio, mínimo e máximo dos indicadores de qualidade água para cada ponto de coleta.

Indicadores de qualidade de água	Nascente	Bica	A. da Cachoeira	Cachoeira	Riacho
	Méd (Min – Máx)				
pH (água)	4,11 (3,49 - 4,60)	4,55 (3,68 - 5,39)	6,42 (5,17-7,91)	6,69 (5,84-7,87)	6,74 (5,63-7,81)
PT (mg.L ⁻¹)	0,53 (0,001-2,83)	0,50 (0,03 - 2,83)	0,47 (0,02 - 2,02)	0,43 (0,01 – 2,87)	0,51 (0,01 - 3,91)
Turbidez (UNT)	0,60 (0,16 - 1,05)	1,97 (0,50 – 6,34)	1,51 (0,35 – 5,39)	3,83 (0,55 – 15,4)	4,12 (0,52 – 27,13)
Fe (mg.L ⁻¹)	0,01 (0,00 – 0,07)	0,01 (0,00 – 0,087)	0,01 (0,00 – 0,13)	0,01 (0,00 – 0,071)	0,01 (0,00 – 0,10)
Mn (mg.L ⁻¹)	0,005 (0,00 – 0,03)	0,01 (0,00 – 0,04)	0,004 (0,00 - 0,05)	0,003 (0,00 – 0,03)	0,003 (0,00 – 0,04)
Cu (mg.L ⁻¹)	0,011 (0,00 – 0,13)	0,009 (0,00 – 0,10)	0,009 (0,00 – 0,10)	0,011 (0,00 – 0,14)	0,012 (0,00 – 0,15)
Zn (mg.L ⁻¹)	0,025 (0,00 – 0,06)	0,025 (0,00 – 0,06)	0,022 (0,00 – 0,05)	0,025 (0,00 – 0,05)	0,024 (0,00 – 0,05)
OD (mg.L ⁻¹)	4,57 (4,01 – 7,97)	7,05 (5,79 – 7,58)	7,5 (4,43 – 8,05)	8,11 (7,37 – 8,53)	7,76 (6,69 – 7,97)
DBO (mg.L ⁻¹)	0,35 (0,00 – 1,54)	1,19 (0,00 – 7,34)	0,40 (0,00 – 0,99)	0,67 (0,00 – 1,36)	0,85 (0,00 – 3,56)
Coliformes	2,65 (0,00 – 15)	16,32 (0,00 – 110)	18,92 (0,74 – 110)	35,80 (0,74 – 110)	14,65 (0,74 – 110)

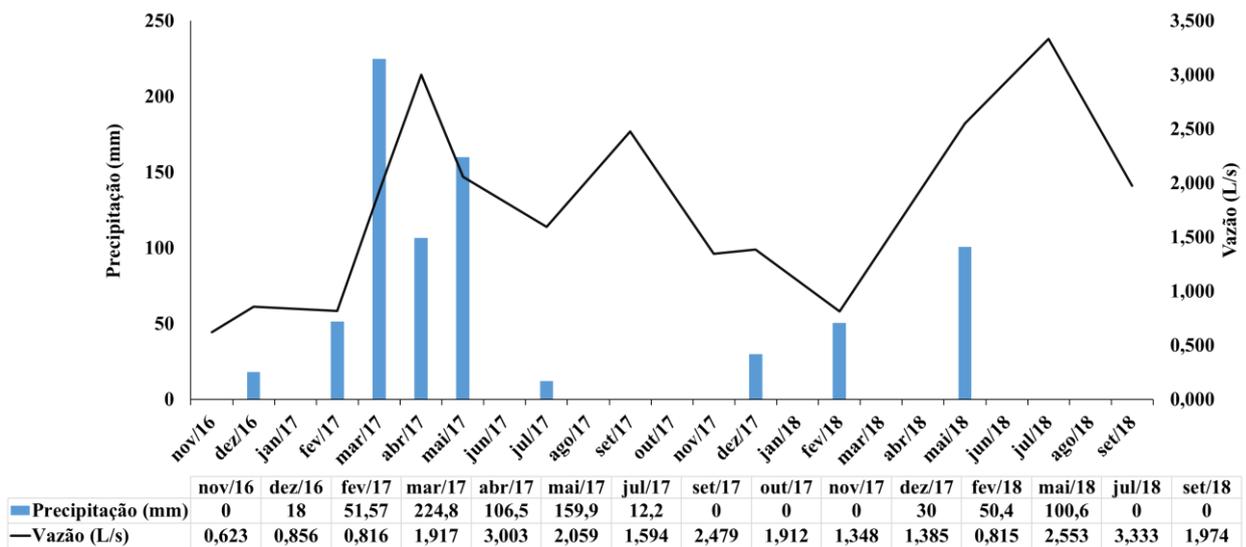
Nota: Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Turb) em UNT, coliformes totais (NMP), Fósforo Total (PT mg. L⁻¹), Oxigênio Dissolvido (OD mg. L⁻¹), Cobre (Cu⁺²), Demanda Bioquímica por Oxigênio (DBO mg. L⁻¹), Ferro (Fe⁺³), Manganês (Mn⁺²), Zinco (Zn⁺²) todos expressos em mg/L.

Tabela 6. Limites superiores ou inferiores, dependendo do caso, para algumas variáveis em ambientes aquáticos de água doce de Classes 1, 2, 3 e 4 (Resolução CONAMA 357/2005).

Variável	Natureza do limite	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
pH (água)	Entre	6,0 e 9,0			
Turb (UNT)	Superior	40	100	100	b
Coliformes NMP	Superior	200	1000	1000 - 4000	b
PT	Superior	0,02 - 0,10 ^a	0,03 - 0,10 ^a	0,05 - 0,15 ^a	b
OD	Inferior	6	5	4	2
DBO	Superior	3	5	10	b
Fe ⁺³	Superior	0,3	0,3	5,00	b
Mn ⁺²	Superior	0,1	0,1	0,5	b
Cu ⁺²	Superior	0,009	0,009	0,013	b
Zn ⁺²	Superior	0,18	0,18	5,00	b

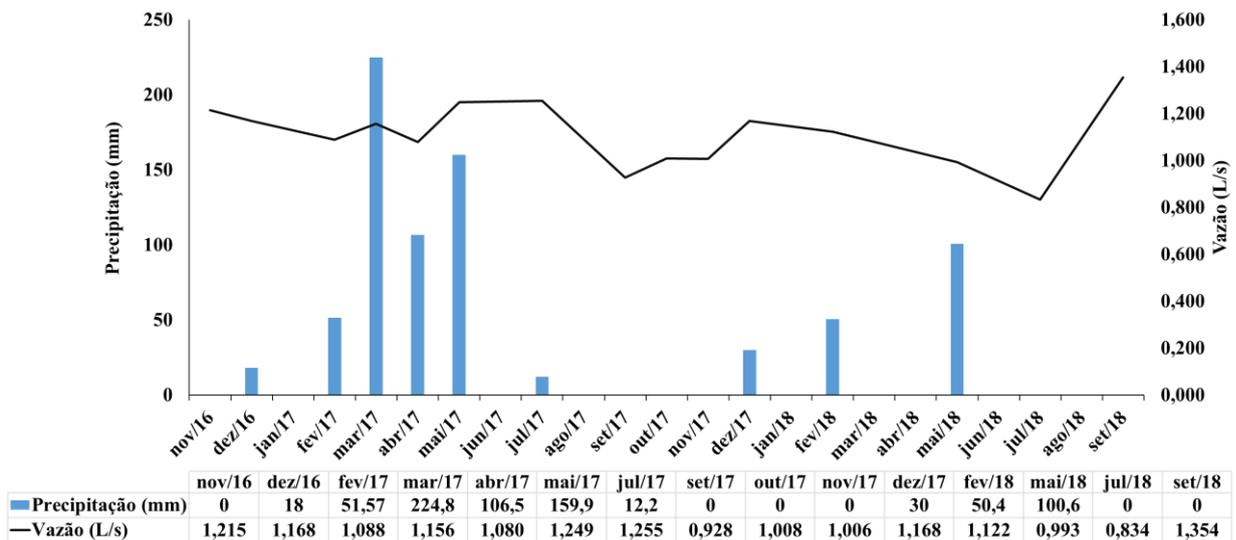
Nota: Potencial Hidrogeniônico (pH), Turbidez (Turb) em UNT, coliformes totais (NMP), Fósforo Total (PT mg. L⁻¹), Oxigênio Dissolvido (OD mg. L⁻¹), Cobre (Cu⁺²), Demanda Bioquímica por Oxigênio (DBO mg. L⁻¹), Ferro (Fe⁺³), Manganês (Mn⁺²), Zinco (Zn⁺²) todos expressos em mg/L. ^a O limite varia para ambientes lênticos, lóticos, intermediários e tributários diretos de sistemas lênticos. ^b Não há limite. Fonte: Brasil (2005).

Às Figuras 14 e 15 correspondem aos gráficos que correlacionam os resultados da precipitação e vazão, dados de vazão foram monitorados durante as 15 campanhas na Cachoeira do Pinga e na Nascente da Bica, sendo possível observar que a precipitação influenciou na vazão de ambos, ou seja, nos meses em que a precipitação apresentou-se maior, a vazão conseqüentemente aumentou.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 14. Valores de precipitação (mm) e vazão (L/s) da cachoeira do Pinga em Portalegre/RN



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

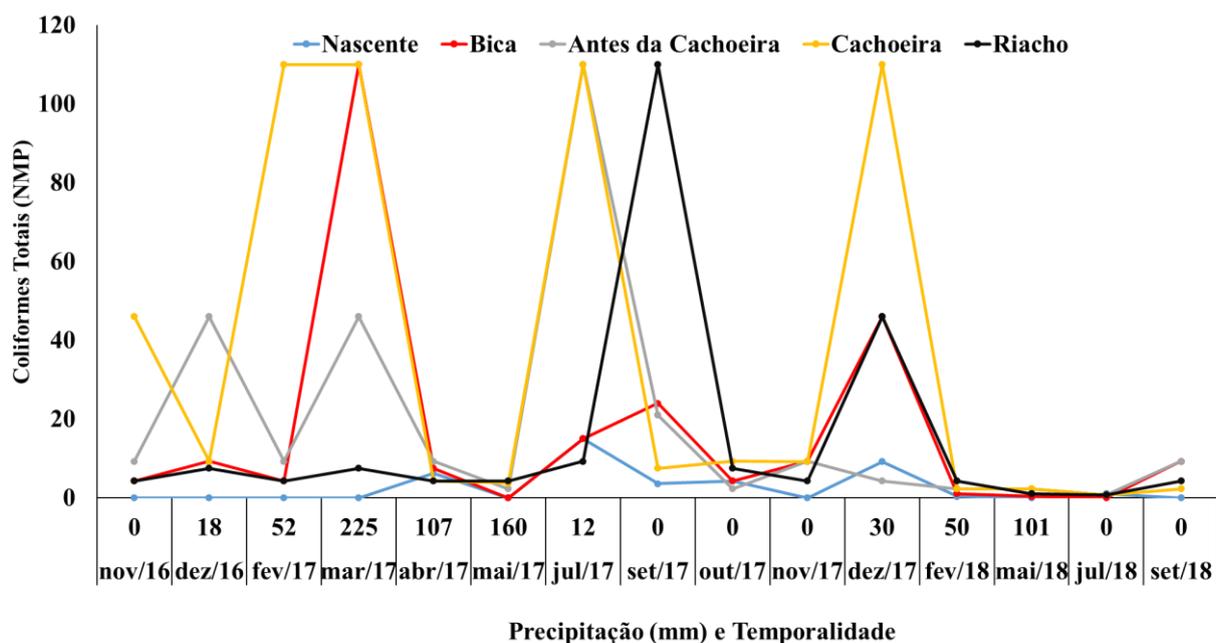
Figura 15. Valores de precipitação (mm) e vazão (L/s) da nascente da bica em Portalegre/RN

5.2.1. Coliformes totais

Na Tabela 5 está apresentada a média, valor mínimo e máximo dos resultados obtidos nos cinco pontos de coleta de água (Nascente - N, Bica - B, Antes da Cachoeira - AC, Cachoeira - C e Riacho - R) durante as 15 campanhas. Comparando os resultados (Tabela 5) e os padrões estabelecidos pela resolução do CONAMA 357/2005 (Tabela 6), é possível destacar que todas as amostras demonstraram níveis de coliformes dentro dos limites da Classe 1, estando fora dos critérios estabelecidos na classe especial por existir presença dos coliformes nas amostras.

A presença dos coliformes termotolerantes demonstra que ocorre a poluição fecal proveniente de fezes de animais de sangue quente e/ou humanos, principalmente, nos despejos domésticos descartados no entorno da nascente e do Riacho da Bica. Estes coliformes podem ser explicados pelo uso e ocupação do solo da região, principalmente ao uso das áreas urbanas, aliado a ausência de saneamento e a presença acentuada de fossas sépticas rudimentares provocando a contaminação dos aquíferos subterrâneos, alterando a qualidade da água das nascentes, pois segundo o Brasil (2019), Portalegre não se encontra entre os municípios com serviços de esgotamento sanitário público (saneamento básico), fato que é comprovado pela presença de coliformes nas amostras das nascentes. A existência do portal turístico da Bica na área da nascente, onde a população e turistas fazem o uso da bica para o banho e higiene pessoal, contribui para o aumento da contaminação por coliformes.

Na Figura 16 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) dos níveis de coliformes.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 16. Variabilidade temporal e espacial dos valores de coliformes totais em NMP

Os valores de coliformes foram maiores nos períodos chuvosos e de maior vazão, pois os maiores níveis de coliformes (valores máximo) foi de 110 NMP para os pontos de coletas B, AC, C e R isso pode ser explicado pelo carreamento de efluentes domésticos, fezes e urina animal pela água da chuva para o Riacho da Bica, fazendo com que a contaminação por coliformes seja acentuada no período chuvoso (maior vazão).

Isto ocorre para todos os pontos de coletas (B, AC, C e R) excetuando-se a nascente da bica (N) que não apresentou variação temporal significativa em relação a pluviosidade e vazão, sendo o valor máximo para nascente de 15 NMP e mínimo 0,00 NMP. Esse pico de coliforme na nascente ocorre após o fim da quadra chuvosa do ano de 2017 (julho/2017), evidenciando que a contaminação subterrânea ocorre mais lenta, devido ao processo de percolação das águas pluviais e efluentes advindo dos tanques sépticos e sumidouros rudimentares.

Esses resultados corroboram com os que foram encontrados por Medeiros (2015), que encontrou altos níveis populacionais de coliformes termotolerantes na água da nascente e do Riacho da Bica (objeto de estudo desse trabalho). O nível populacional de coliformes foi maior no período chuvoso (campanha 01) do que o do período seco (campanha 02).

Oliveira et al. (2010), realizaram uma pesquisa com objetivo de avaliar e identificar atributos importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano, definindo os mais relevantes para o monitoramento adequado de águas de bacias hidrográficas de regiões semiáridas. Neste trabalho foi possível concluir que os coliformes termotolerantes estão diretamente relacionados não somente às principais fontes de poluição identificadas (resíduos sólidos e esgoto doméstico), mas também aos usos da água mais significativos na bacia (recreação de contato primário e dessedentação de animais), corroborando com os resultados encontrados no presente estudo, onde a recreação e o contato primário pela população e turistas potencializa a contaminação da água da micro bacia do Riacho da Bica.

Estudos realizados por Barakat et al. (2018), ao qual teve como objetivo de examinar a qualidade da água das nascentes cársticas localizadas ao longo do Piemonte de Béni-Mellal Atlas (Marrocos) para fins de consumo humano. Eles constataram que a análise microbiana revelou a presença de coliformes totais e E. coli e enterococos intestinais em todas as nascentes, indicando que a água das nascentes estudadas deve sofrer desinfecção antes de qualquer distribuição para o consumo humano.

A detecção fecal utilizada como ferramenta comum para caracterizar a contaminação humana revelou a falta de medidas de proteção, como acesso ao saneamento de esgoto (Barakat et al., 2018).

Estudos realizado por Heinz et al. (2008) puderam concluir que as áreas cársticas, os transbordamentos combinados de esgoto representam uma séria ameaça aos recursos de água

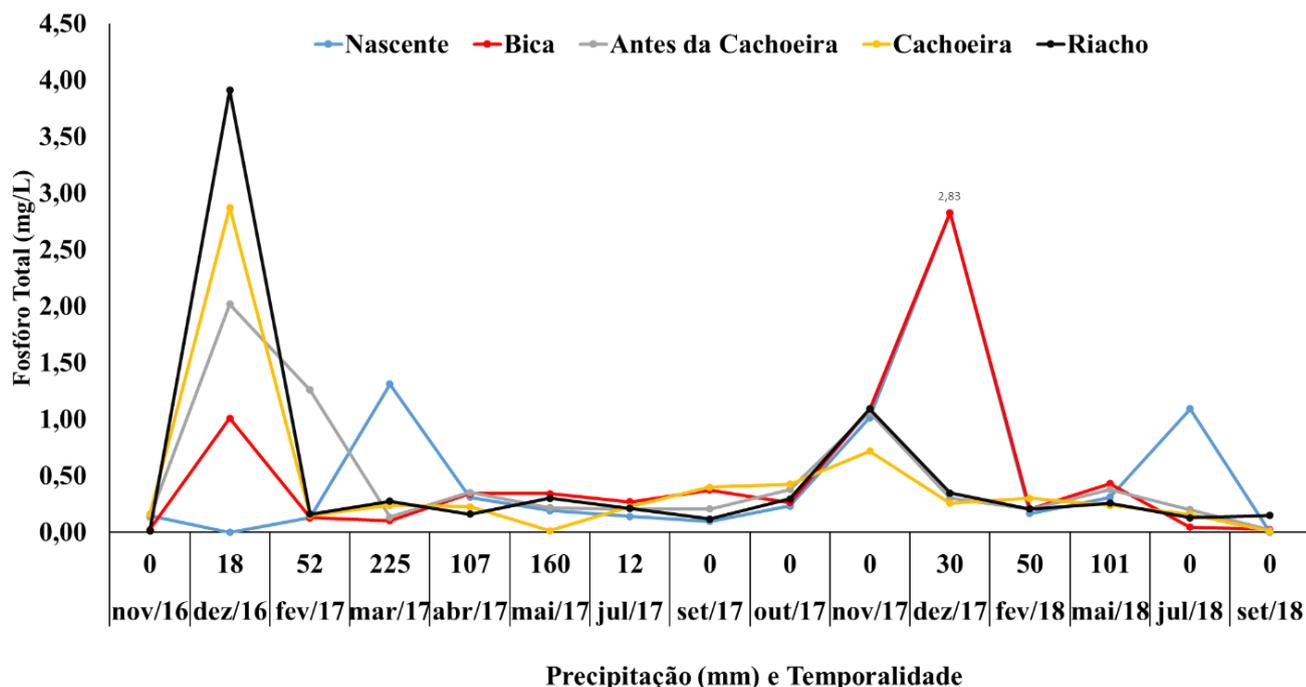
subterrânea, pois podem liberar grandes quantidades de bactérias fecais e componentes de águas residuais durante e após fortes chuvas.

De acordo com estudos realizados por Cembranel et al. (2019), ao qual realizaram um estudo com o objetivo de avaliar a qualidade da água de uma nascente localizada no perímetro urbano do município de Francisco Beltrão/PR, nesse estudo eles constataram a presença de coliformes totais na água da nascente, esse resultado indicam que contaminação foi possivelmente por ação antrópica, com manejo inadequado de fossas sépticas, evidenciado pelo o loteamento não ser atendido pelo sistema de coleta e tratamento de esgoto, este efluente é armazenado em fossas sépticas, podendo contaminar águas subterrâneas

5.2.2. Fósforo total (PT)

A concentração de fósforo encontrada em todas as coletas está acima do limite permitido pela resolução CONAMA 357/2005, é explicado pelo carreamento desse elemento na água da chuva oriundo de efluentes domésticos, adubos e fertilizantes utilizados na produção agrícola (impacto ambiental antrópico) e material de origem (rochas sedimentares – impacto ambiental natural), pois na microbacia hidrográfica do Riacho da Bica possui um capeamento sedimentar que está acima da rocha cristalina e não ultrapassa a profundidade de 50 m (Menezes, 1999), o afloramento da nascente ocorre no contato do capeamento sedimentar com o cristalino, expondo a água subterrânea as reações químicas que ocorrem nessas três interfaces: solo, água e rocha. O fósforo é um dos principais nutrientes para os processos biológicos, porque quando presente em altas concentrações podem ocasionar o fenômeno de eutrofização, que consiste no excesso destes nutrientes, podendo causar um aumento excessivo de algas na água (ANA, 2019a).

Na Figura 17 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) dos níveis de fósforo total. Os valores de fósforo foram maiores nos períodos secos e de menor vazão, pois os maiores níveis de fósforo (valores máximo) foi de 2,02 mg/L antes da cachoeira (AC), 2,87 mg/L na cachoeira (C) e 3,91 mg/L no riacho (R) no período de dezembro de 2016 onde a pluviosidade foi de 18 mm, já para o ponto de coleta da bica (B) a maior concentração foi de 2,83 mg/L em dezembro de 2017 com índice pluviométrico de 30 mm, contrapondo essa tendência, a concentração máxima da nascente da bica (N) coincidiu com a maior índice pluviométrico do ano de 2017 que foi de 225 mm (Figura 14).



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 17. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Fósforo Total (PT) em mg/L

Esses resultados confirmam a hipótese da influência hidrogeodinâmica (material de origem: rochas sedimentares) nos teores de fósforo na água, pois como pode ser visto nos teores da nascente (água subterrânea) o intemperismo químico ocasionado pela água da chuva aumentou as concentrações de fósforo advindo das rochas sedimentares fosfatas, que se encontra no capeamento que recobre o cristalino.

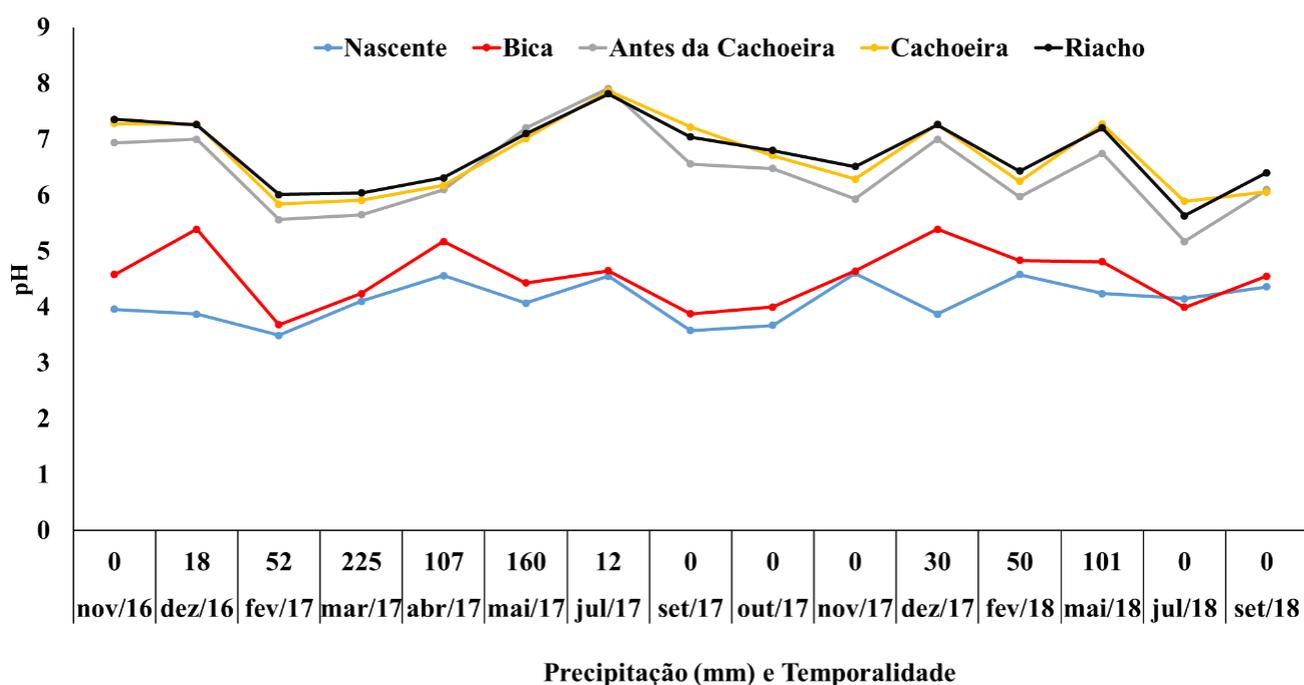
Esses resultados corroboram com os que foram encontrados por Medeiros (2015), que encontrou altas concentrações de fósforo na água da nascente e do Riacho da Bica (objeto de estudo desse trabalho). A concentração de fosforo foi menor no período chuvoso (campanha 01) do que o do período seco (campanha 02), confirmando os resultados encontrados acima.

De acordo com Gonçalves & Rocha (2016), em sua pesquisa sobre os indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no Estado do Paraná, pode observar que a elevada aplicação de fertilizantes fosfatados e nitrogenados nas áreas cultivadas, em duas de suas bacias hidrográficas estudadas, contribuíram para o aumento do teor de fósforo e nitrato nos corpos hídricos. Apesar de o P ficar fortemente retido nas argilas de solos tropicais e subtropicais, pode ocorrer seu aporte ao rio via erosão do solo, além da lixiviação de fósforo orgânico oriundo de dejetos animais. Também deve ocorrer contaminação pelo aporte de dejetos das áreas de campos utilizadas para a pecuária próximas aos rios, bem como por meio da elevada produção de dejetos dos sistemas intensivos de criação animal.

5.2.3. pH

O valor médio de pH encontrado nas coletas da nascente e bica foi de 4,11 e 4,55 respectivamente, e seus valores mínimo e máximo entre 3,49 - 4,60 e 3,68 – 5,39, ficando abaixo dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 357/2005 que é entre 6,00 e 9,00, esse fato pode ser explicado pela geomorfologia da região, pois segundo a CPRM (2005) o domínio fissural encontrado no subsolo da microbacia hidrográfica em estudo é composta de rochas do embasamento cristalino que englobam o subdomínio rochas ígneas e metamórficas, sendo essas rochas de caráter ácido tendo influência direta no pH das amostras das nascentes. O pH afeta o metabolismo de várias espécies aquáticas (BRASIL – ANA, 2019a). Alterações nos valores de pH podem aumentar o efeito de substâncias químicas que são tóxicas para os organismos aquáticos, tais como os metais pesados.

Na Figura 18 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) do pH da água. Houve uma tendência do pH mais baixo (maior acidez) nos pontos N e B no período chuvoso da região (fev/2017), pois os valores mínimos de pH foi de 3,49 na nascente (N), 3,68 na bica (B), já nos pontos antes da cachoeira com o valor Vmín. de 5,17, cachoeira Vmín. de 5,84 e riacho com o Vmín. de 5,63, todos esses resultados foram encontrados no mês de julho de 2018, período onde não houve precipitação pluviométrica, porém foi logo após o fim do período chuvoso. Foi possível detectar o aumento da alcalinidade e a diminuição da acidez da água à medida que vai descendo na bacia hidrográfica do Riacho da Bica.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 18. Variabilidade temporal e espacial dos valores de pH

Para os pontos AC, C e R os valores se mantiveram ao longo do tempo próximo a neutralidade, faixa ideal para o desenvolvimento da vida aquática e degradação de material orgânico, com consequente autodepuração dos cursos d'água (Bertossi et al., 2013); pois os valores nessa faixa de pH também são esperados em áreas ocupadas essencialmente com atividade agrícola e livre da presença de efluentes industriais (Queiroz et al., 2010), fato favorecido pela inexistência de indústrias na microbacia hidrográfica do Riacho da Bica, possuindo o uso agrícola concentrado nas regiões de cabeceiras e de várzea da bacia (6,85 % da área total – Tabela 3).

Esses resultados corroboram com os que foram encontrados por Medeiros (2015), que encontrou baixo pH na água da nascente e do Riacho da Bica (objeto de estudo desse trabalho). Houve variação na acidez e alcalinidade da água nos períodos, assim como os resultados encontrados no presente estudo; os valores de pH tenderam a ficar mais próximos da neutralidade (pH =7) no período seco e mais ácido no período chuvoso. Assim, como foi encontrado no estudo Medeiros (2015) que detectou aumento da alcalinidade e a diminuição da acidez da água à medida que vai descendo na bacia hidrográfica do Riacho da Bica.

Dourado et al. (2018) realizaram uma pesquisa com o objetivo apresentar os resultados do monitoramento da qualidade da água subterrânea, em diferentes poços artesianos distribuídos na cidade Vitória da Conquista/BA, verificando a qualidade da água em termos das variáveis físico-químicas e microbiológicas para fins de potabilidade, onde foi possível encontrar em seus resultados baixos valores para o pH ($V_{mín.}$: 3,04 e $V_{máx.}$: 6,70), corroborando com os resultados encontrados no presente estudo.

Estudos realizados por Piratoba et al. (2017), onde foi avaliado a qualidade da água no Rio Pará, constataram que o pH da água variou de acordo com a precipitação pluviométrica, tendo menores valores no período chuvoso e maiores valores no período seco, corroborando com os resultados desta pesquisa.

De acordo com estudos realizados por Pontes et al. (2012), observaram na microbacia do Córrego Banguelo no Estado de Minas Gerais que a maioria dos pontos monitorados apresentou água mais ácida também no período de chuvas, o que pode estar associada ao aumento no teor de ácidos orgânicos.

As amostras também se apresentam fora da faixa estabelecida por Feitosa et al. (2008), que afirma por que o pH de águas subterrâneas varia entre 5,5 a 8,5, podendo ser influenciado pela alcalinidade da água.

Casali (2008) afirma que os valores de pH podem variar de acordo com a composição química das águas, também influenciadas pela formação geológica e pelo o nível de contaminação, além da interferência do sistema de captação e armazenamento.

5.2.4. Oxigênio Dissolvido (OD)

A concentração média do OD nas coletas foram de 4,57 mg/L na nascente, estando dentro dos limites estabelecidos pela legislação, entre 4,00 e 5,00 mg/L (Classe 3 da água doce), fato que pode ser explicado pelas águas subterrâneas possuírem uma baixa oxigenação, pois segundo Feitosa et al. (2008) a maioria das águas subterrâneas tem concentrações de O₂ entre 0 e 5 mg/L. Nos demais pontos, a média foi superior 6 mg/L, estando dentro dos limites estabelecidos para Classe 1, corroborando com os resultados encontrados por Medeiros (2015) na mesma unidade de estudo (microbacia hidrográfica do Riacho da Bica), onde o OD se manteve dentro do padrão estabelecido pela Resolução 357 do CONAMA para águas doces de classe 1 (BRASIL, 2005).

O OD é o indicador da concentração de oxigênio dissolvido na água em mg/L. O oxigênio (O₂) é um gás pouco solúvel em água, sendo sua solubilidade função da temperatura, da pressão e dos sais dissolvidos na água. Em geral, apresenta pequenas concentrações na água subterrânea. A maior parte do OD na água, que infiltra no solo, é consumida na oxidação da matéria orgânica, durante a trajetória da água subterrânea na zona de aeração. O OD corrói o ferro, aço e latão. Se há um aumento na temperatura, o ataque corrosivo tende a se acelerar e a quantidade de OD a diminuir (Feitosa et al. 2008).

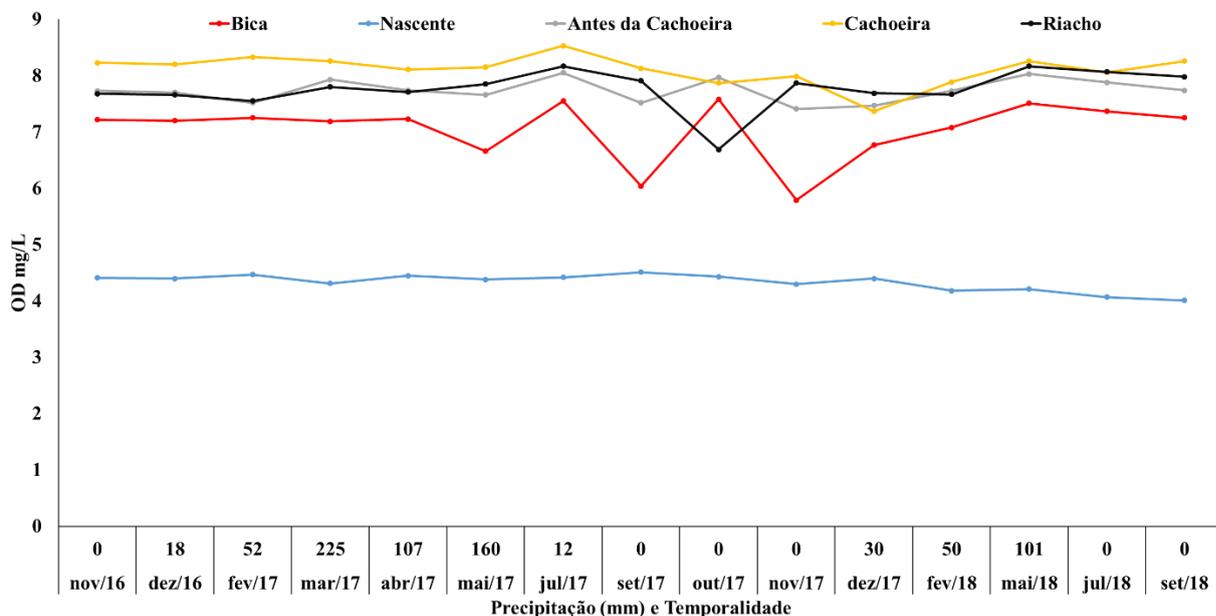
Essa baixa concentração de OD resulta em uma redução na Demanda Bioquímica por Oxigênio (DBO), pois a OD tem relação direta com DBO, em que essa é a medida da quantidade de oxigênio necessária para consumir a matéria orgânica contida na água, mediante processos biológicos aeróbicos (Feitosa et al., 2008).

O OD é vital para a preservação da vida aquática, já que organismos como os peixes precisam de oxigênio para respirar (BRASIL – ANA, 2013). As baixas concentrações de OD indicam que a água pode estar poluída por efluentes, pois o OD é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica, e juntamente com outros fatores, pode ocasionar a mortandade de peixes e redução da biodiversidade dos corpos hídricos (BRASIL – ANA, 2013).

Estudos realizados por Barakat et al. (2018) apresentaram valores de OD que variaram de 3,4 a 8,4 mg/L, com 82,85% dos valores de OD estão na faixa de 3,4 a 5 mg/L. Esses valores de OD estão abaixo do limite marroquino mínimo de 5 mg/l porque a água subterrânea é naturalmente baixa em OD, esses resultados corroboram com os encontrados na Nascentes do Riacho da Bica (4,57 mg/L).

Na Figura 19 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) nos teores de OD. Ao observar a Figura 19 percebe-se que os valores de OD aumenta a mediada que vai decaindo altitude na bacia hidrográfica, principalmente após a cachoeira, maior queda d'água da bacia, fazendo que as águas aumentem a sua oxigenação, aumentando os valores

de OD. Sendo possível observar a baixa concentração de OD na nascente, fato que pode ser explicado pelo comportamento das águas subterrâneas possuírem baixas concentrações de OD.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 19. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Oxigênio Dissolvido (OD) em mg/L

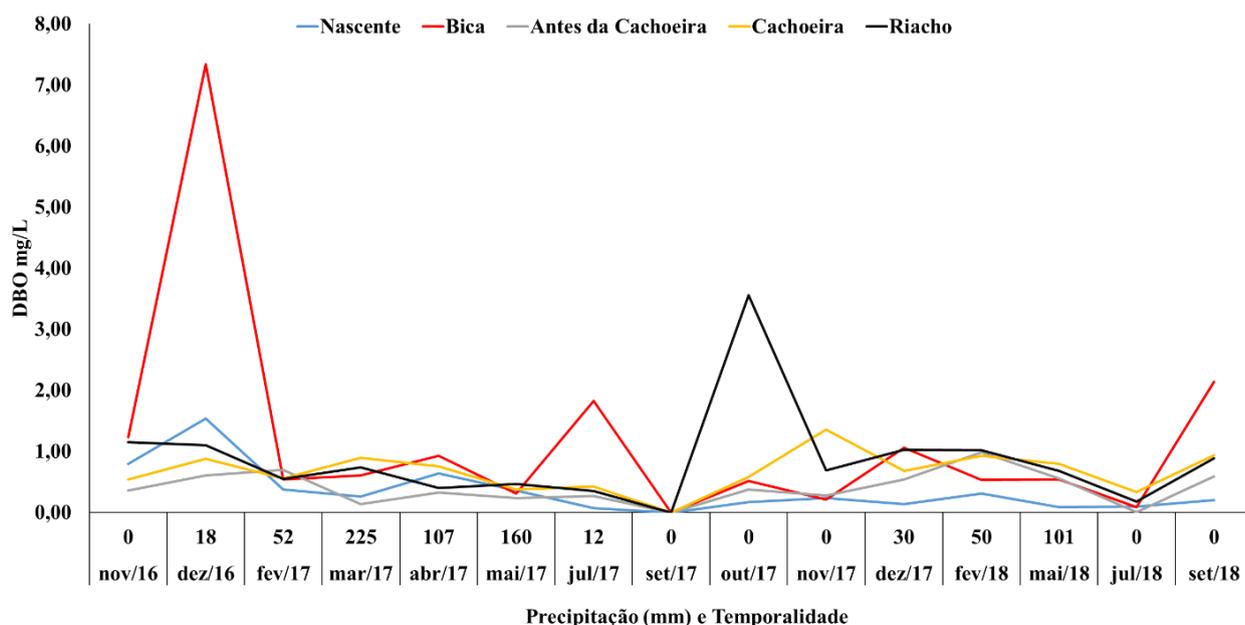
5.2.5. Demanda Bioquímica por Oxigênio (DBO)

Os valores médios de DBO estiveram abaixo dos limites estabelecidos em todos os pontos de coleta, ficando dentro dos limites da classe 1 (água doce), ou seja, na nascente e em todo o Riacho da Bica se mantiveram com uma boa qualidade, porém a DBO no ponto de coleta da “Bica”, apresentou o valor máximo de $7,34 \text{ mg.L}^{-1}$, estando acima do padrão estabelecido para classe 2 (5 mg.L^{-1}), ficando nos níveis de DBO da classe 3 (até 10 mg.L^{-1}). Fato que pode ser explicado pelo uso da bica para o banho e higiene pessoal nas proximidades do ponto de coleta denominado de “Bica”, aumentando a demanda bioquímica por oxigênio dissolvido pelo maior nível populacional de organismos vivos e que participam da decomposição da matéria orgânica, fato que pode ser comprovado pela existência de coliformes fecais oriundos da ação antrópica no local.

As amostras apresentaram valores dentro do estabelecido por Feitosa et al. (2008), onde as águas subterrâneas em geral possuem DBO de $5,00 \text{ mg/L}$, ou seja, os valores encontrados para a água da nascente e do Riacho da bica encontra-se abaixo desse valor, conforme verificado na Figura 20. Essa baixa DBO está relacionado com a elevada concentração do OD na nascente, pois a DBO é a medida da quantidade de oxigênio necessária para consumir a matéria orgânica contida

na água, mediante processos biológicos aeróbicos. Essa é uma situação característica de águas subterrâneas.

Na Figura 20 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) na DBO. Ao analisar a Figura 20 nota-se que os valores de DBO foram maiores no período seco. Isso acontece porque durante o período o chuvoso a matéria orgânica é diluída, causando a redução da DBO.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 20. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em mg/L

Rocha (2019) encontrou em seus estudos sobre a qualidade ambiental das nascentes do rio Paraim, extremo sul do Piauí que nenhuma das nascentes avaliadas foi registrada a concentração de DBO acima do limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA nº 357 de 2005. Conforme a resolução o valor de DBO não poderá exceder 5 mg/L (BRASIL, 2005).

De acordo com estudos realizados por Cembranel et al. (2019), ao qual realizaram um estudo com o objetivo de avaliar a qualidade da água de uma nascente localizada no perímetro urbano do município de Francisco Beltrão/PR, nesse estudo eles constataram que as concentrações de DBO das amostras variaram entre 5,30 e 10,26 mg/L de O₂, valores superiores ao preconizado pela legislação (5,00 mg/L de O₂) para corpos hídricos de Classe II (BRASIL, 2005). Esses valores corroboram com que foi apresentado no ponto de coleta na Bica (acima de 7,0 mg/L – Figura 20), local onde ocorre banho de turistas e moradores da região.

De acordo com (CETESB, 2009), valores elevados de DBO podem indicar presença de matéria orgânica no corpo hídrico, decorrentes, na maioria das vezes de escoamento superficial

das áreas de loteamento e áreas agrícolas, potencializada pela degradação da área de APP (BORGES, 2003; GOMES, 2005).

5.2.6. Turbidez

O valor médio de turbidez encontrada em todas as coletas foi de 2,40 UNT (Tabela 4), e seus valores mínimo e máximo entre 0,16 - 27,13 UNT, ficando abaixo dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 357/2005 que é de 40 UNT para os padrões da classe 1 (água doce), esse fato pode ser explicado pela baixo material em suspensão na água, pois define-se turbidez como a dificuldade da água para transmitir luz, provocado pelos sólidos em suspensão (silte, argila, matéria orgânica, microrganismos e partículas inorgânicas).

Porém, o padrão de potabilidade da Portaria nº 2.914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) estabelece limite máximo de 1 UNT, desta forma, muito dos valores encontrados estão fora deste limite preconizado pela legislação

As águas subterrâneas, na sua maioria, praticamente não têm sólidos em suspensão, excetuando-se as águas que circulam em aquíferos cárstico-fissurais ou em poços mal desenvolvidos com produção de argila, silte e areias (Feitosa et al., 2008).

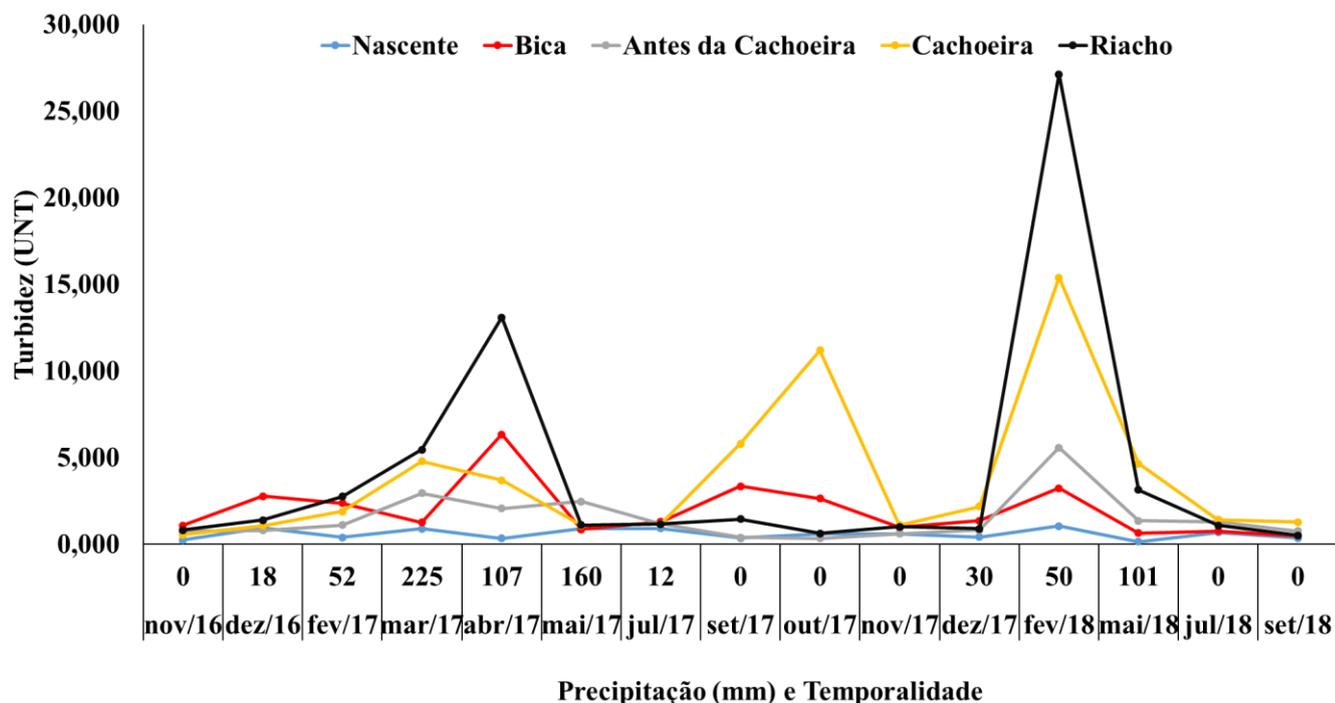
A turbidez corresponde à fração de matéria suspensa na água, é influenciada pelo regime de chuvas e pelas características geológicas. Geralmente, estão associados à turbidez em águas naturais fragmentos de argila, silte, plâncton, microrganismo e matéria, orgânica e inorgânica (Braga, 2014).

As amostras que apresentaram os maiores valores foram as dos pontos de coleta cachoeira e riacho 15,4 e 27,13 UNT, respectivamente; pois nesses locais ocorre maior transporte de sedimentos advindo do escoamento superficial da água da chuva na bacia carreado das cotas mais altas para as mais baixas, aumentando os sólidos suspensos e interferindo, diretamente, na turbidez da água.

Na Figura 21 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) na turbidez da água na Nascente e Riacho da Bica. Ao observar a Figura 21 evidencia-se que os valores de turbidez foram maiores no período chuvoso. Isso acontece porque durante o período chuvoso aumentam os sólidos suspenso na água elevando a turbidez, como pode ser constato na Figura 22, que corresponde a cachoeira (a) e riacho (b) logo após uma chuva, mostrando uma água turva com a presença de sólidos em suspensão que foram carreados.

De acordo com estudos realizados por Cembranel et al. (2019), os valores encontrados de turbidez variaram de 1,86 UNT até 6,64 UNT, onde mesmo afirma que a variação pode ser justificada pelo regime de chuva, pois a área de preservação onde está localizada a nascente recebe

toda a água de escoamento superficial, carreando inúmeros poluentes e detritos oriundos de processos erosivos. Segundo Tucci (2008), a falta de tratamento de esgoto, o aumento de áreas impermeáveis e a deposição de resíduos incorretos potencializam este processo.

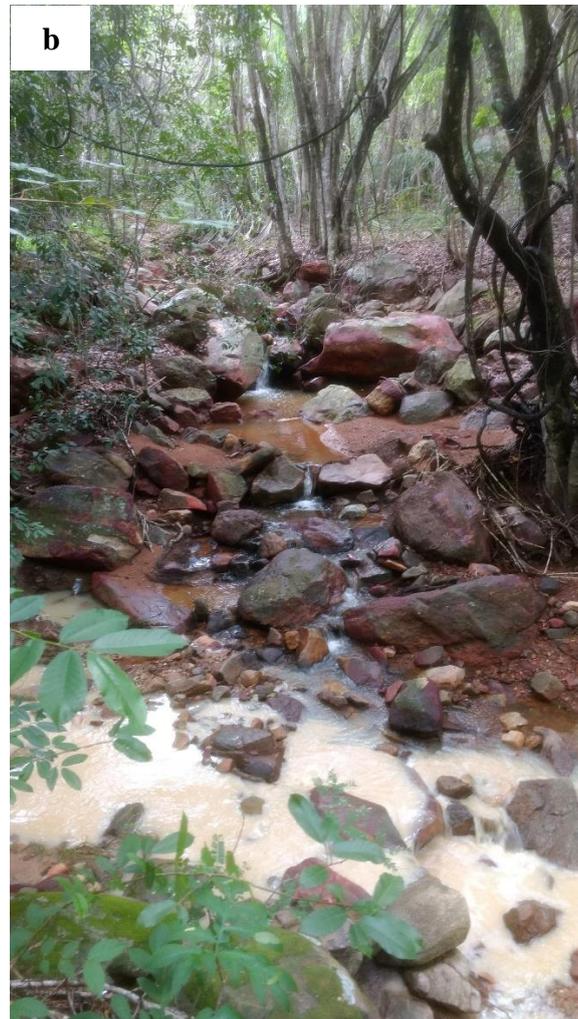
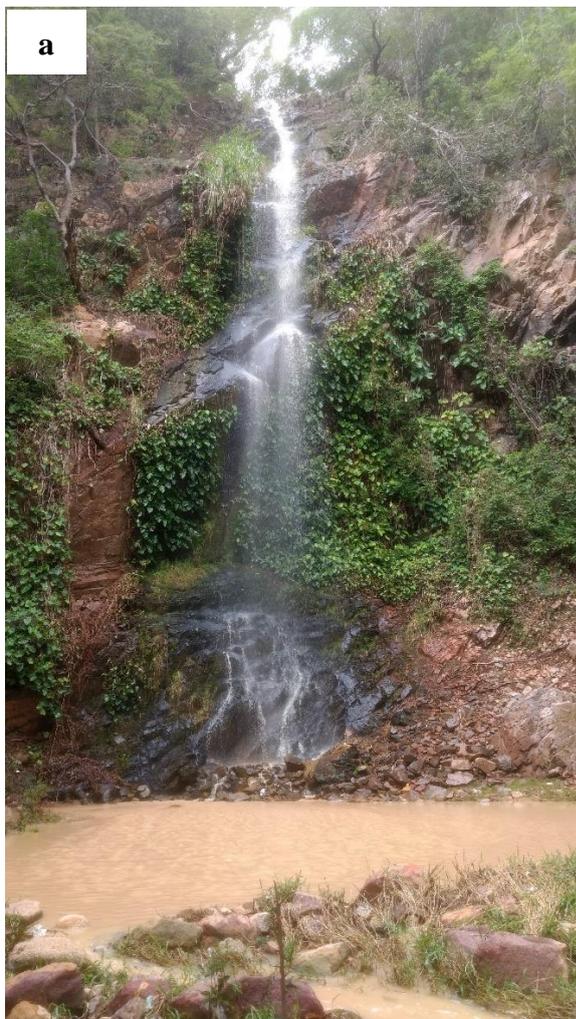


Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 21. Variabilidade temporal e espacial dos valores de turbidez em UNT

De acordo com a Figura 21, o ponto de coleta da cachoeira teve um pico em sua turbidez no período seco (setembro e outubro de 2017), local onde as coletas ocorreram logo após a cachoeira que se forma um pequeno lago que é utilizado pela população e turistas para o banho e recreação, fazendo com que ocorra aumento de materiais em suspensão e presença de algas e microrganismo, fato que interfere diretamente na turbidez, fazendo com que se ocorra uma elevação na turbidez.

A turbidez é um parâmetro físico importante para a qualidade da água, pois pode ajudar a estabelecer se a água subterrânea pode estar sob a influência da água da superfície. A presença de turbidez na água de nascentes significativa devido aos sólidos em suspensão na água é causada por uma via de transporte rápida que conecta a água superficial potencialmente contaminada ao aquífero (Barakat et al., 2018).



Fonte: Acervo do pesquisador (2018).

Figura 22. Registro da turbidez da água após a chuva. Cachoeira do Pinga (a) e Riacho da Bica (b)

Oliveira et al. (2010) realizaram um estudo com objetivo de avaliar e identificar os atributos importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano, definindo os mais relevantes para o monitoramento adequado de águas de bacias hidrográficas de regiões semiáridas. Neste estudo foi possível constatar que os usos da água e as fontes de poluição identificados influenciam na turbidez da água da bacia, que mede a presença de material fino em suspensão, corroborando com os resultados encontrados no presente estudo.

Gonçalves & Rocha (2016) ao realizarem um estudo com o objetivo de determinar a relação dos indicadores de qualidade da água com o regime de chuvas e os padrões de uso da terra. Foi possível notar que os valores de turbidez foram maiores no período chuvoso do que o período seco e que o uso e ocupação do solo influenciou no aumento da turbidez da água das bacias hidrográficas estudadas.

5.2.7. Temperatura

A temperatura é um dos atributos de qualidade de água mais importantes a ser considerado, já que esta variável pode influenciar significativamente nos atributos de qualidade como pH e OD (Manoel, 2013). A Figura 23 apresenta os valores de temperatura para o período de amostragem compreendido entre novembro de 2016 a setembro de 2018.

No período em que foi avaliada, a temperatura da água variou entre os valores de 19,80°C a 26,93°C ($V_{\text{mín.}}$ e $V_{\text{máx.}}$). Esses dados expressam variação de acordo com a temperatura do ar, com os menores valores no inverno (seco), e os maiores valores no verão (chuvoso).

A temperatura é o parâmetro que faz a medição da intensidade de calor, refletindo o grau e aquecimento das águas e da radiação solar, e depende de fatores como clima, composição geológica, condutividade elétrica das rochas, dentre outras (Matic et al., 2013).

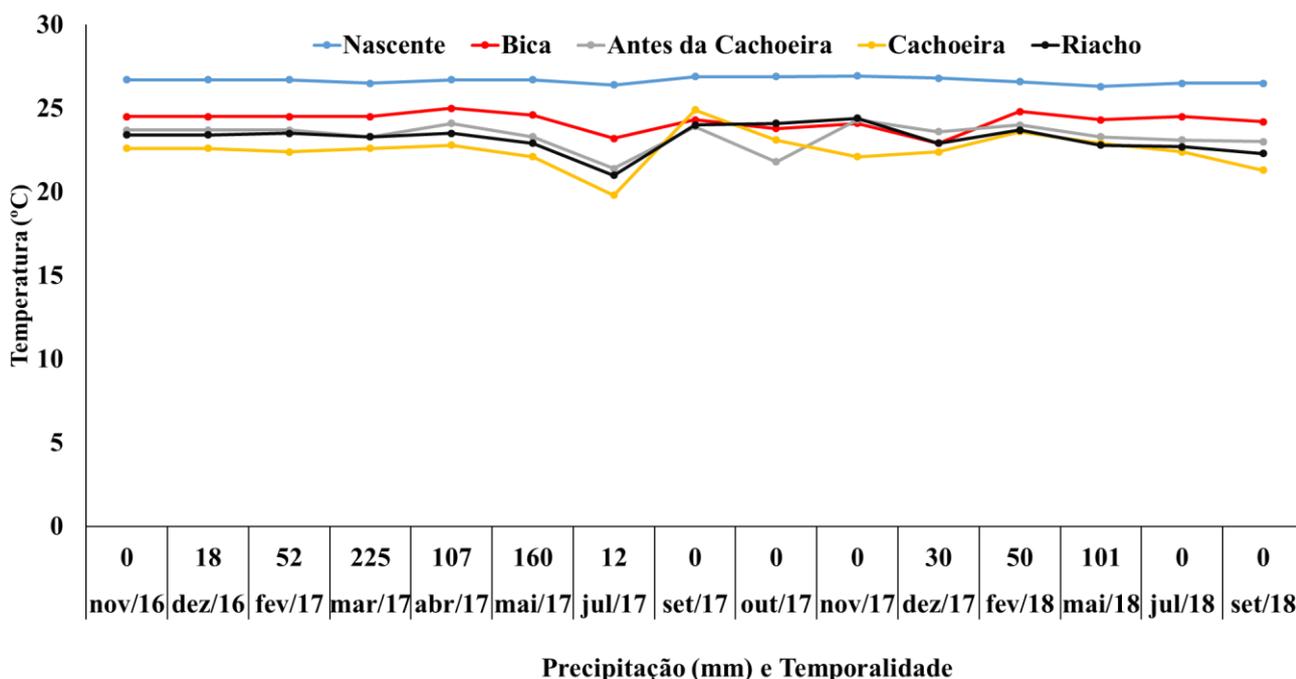
A temperatura da água, que sofre variações de acordo com a intensidade do calor, pode ser transferida por radiação, condução ou convecção. De acordo com Brandini et al. (2016), a temperatura da superfície é influenciada pela estação do ano, circulação do ar, hora do dia, cobertura de nuvens, vegetação ciliar, profundidade do corpo d'água, vazão, latitude e altitude.

Correia et al. (2015), paralelamente, atribuem o aumento de temperatura na água por causas oriundas de fontes naturais (principalmente energia solar) ou antropogênicas, e seu aumento resulta na redução de oxigênio dissolvido e no consumo de oxigênio, que se torna menos solúvel em água.

A temperatura tem grande importância como atributo de qualidade, pois as elevações da temperatura aumentam as taxas das reações químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases e aumentam a taxa de transferência dos mesmos, o que pode gerar mau cheiro, no caso da liberação de gases com odores desagradáveis (Von Sperling, 2014b).

Na Figura 23 é possível evidenciar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) da temperatura na água. Na Figura 23 percebe-se que os valores da temperatura da água foram menores no inverno, período do ano em que a temperatura do ar sofre uma queda influenciando, diretamente, a temperatura da água e como consequência direta ocorre um incremento na taxa de oxigênio dissolvido da água, ou seja, temperatura e oxigênio dissolvidos são antagônicos.

Oliveira et al. (2010) apresentam em seus estudos que as altas temperaturas ambientais que provocam maior evaporação da água confinada, corroborando com o que foi encontrados nesse estudo



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 23. Variabilidade temporal e espacial dos valores de temperatura em °C

5.2.8. Metais (Fe, Mn, Cu e Zn)

As concentrações encontradas nas amostras de água para os metais ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn) apresentaram valores abaixo dos padrões estabelecidos pela legislação (Tabela 4) exceto o cobre (Cu), que apresentou valores entre 0,00 e 0,15 mg.L⁻¹, ultrapassando o limite de 0,009 – 0,013 mg.L⁻¹ estabelecidos para água doce no CONAMA 357 de 2005, os valores médios da concentração do Cu nos pontos de coleta “bica” e “antes da cachoeira” ficaram no limite superior do padrão legalmente estabelecido, já os valores médio da concentração do Cu nos pontos de coleta “nascente”, “cachoeira” e “riacho” ficaram acima do limite. Assim como o pH e o fósforo, as altas concentrações de Cu foram influenciadas pelo material de origem, atividades agroindustriais e efluentes urbanas.

De acordo com estudo realizado por Sodré (2005), que em seus resultados obtidos após doze campanhas de amostragem de águas nos rios Ira  e Iguaçu foi possível observar um grau mais elevado de deteriora o da qualidade das  guas do Rio Iguaçu, devido aos efeitos do processo de urbaniza o. Neste rio foram encontradas concentra es superiores de Cu, cloreto, carbono orgânico dissolvido, sólidos suspensos, assim como valores mais elevados de alcalinidade.

Santos et al. (2017) validam que a existência de conflitos entre uso e ocupa o e o descumprimento da legisla o nas áreas de conserva o, põem em risco a integridade dos recursos hídricos, afetando a qualidade da água, devido   dinâmica fluvial e ao escoamento superficial da

água ao longo da bacia de drenagem.

Os altos teores do Cu estão relacionados aos usos do solo na zona de recarga do aquífero confinado, localizado no platô superior acima das nascentes e do Riacho da Bica, pois nessa zona urbana existe disposição irregular dos resíduos sólidos gerados no município de Portalegre/RN, além disso existe a presença da atividade agrícola que se utiliza de adubos e fertilizantes.

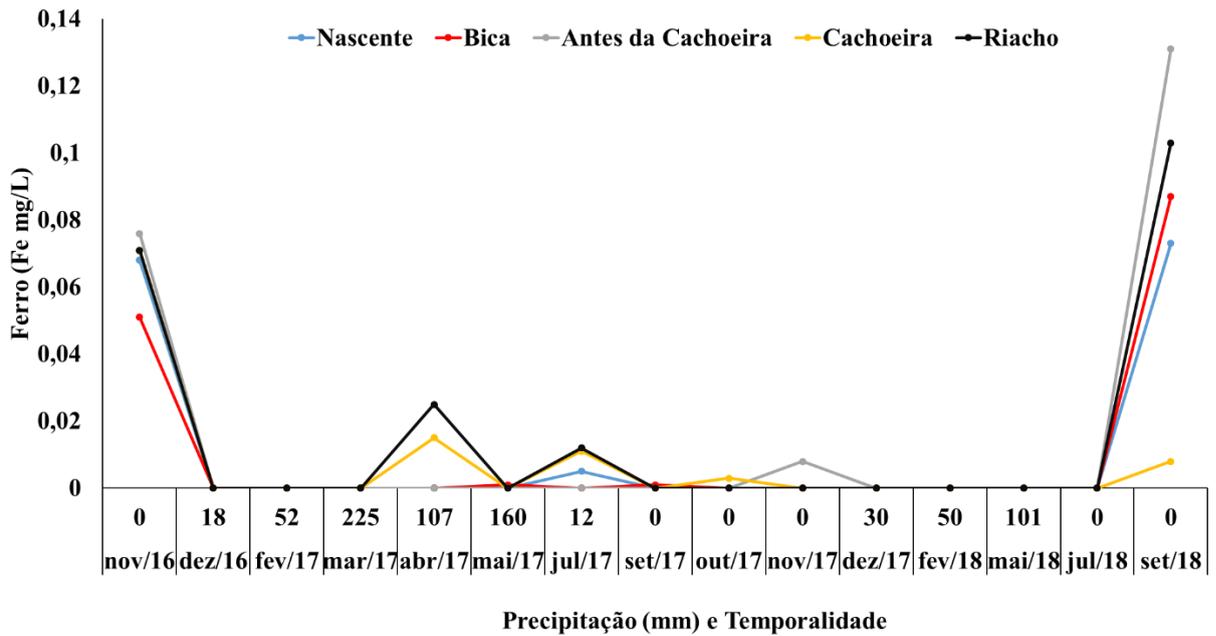
O Cu pertence ao grupo dos metais pesados, que são poluentes de impacto significativo no solo e água, devido à frequente utilização destes nas atividades agrícolas, estando presentes em diversos produtos, incluindo agrotóxicos. Os compostos de Cu podem ser absorvidos e armazenados no organismo de animais, inclusive naqueles utilizados para consumo humano, a exemplo do peixe, o que acaba intoxicando-os e colocando em risco a saúde das pessoas que vierem a se alimentar de sua carne (Benites et al., 2014), pois quando absorvidos pelo ser humano, estes elementos se depositam no tecido ósseo e gorduroso e deslocam minerais nobres dos ossos e músculos para a circulação, podendo provocar sérias doenças (Muller, 2008).

Segundo a CETESB (2019), as principais fontes de contaminação antropogênicas de Cu são a mineração, fundição e queima de carvão como fonte de energia. As emissões por uso como agente antiaderente em pinturas e na agricultura, excreção de animais e incineração de resíduos urbanos, lançamento de esgotos são menos relevantes. Entretanto, esta última é mais provável de ocorrer na área de estudo.

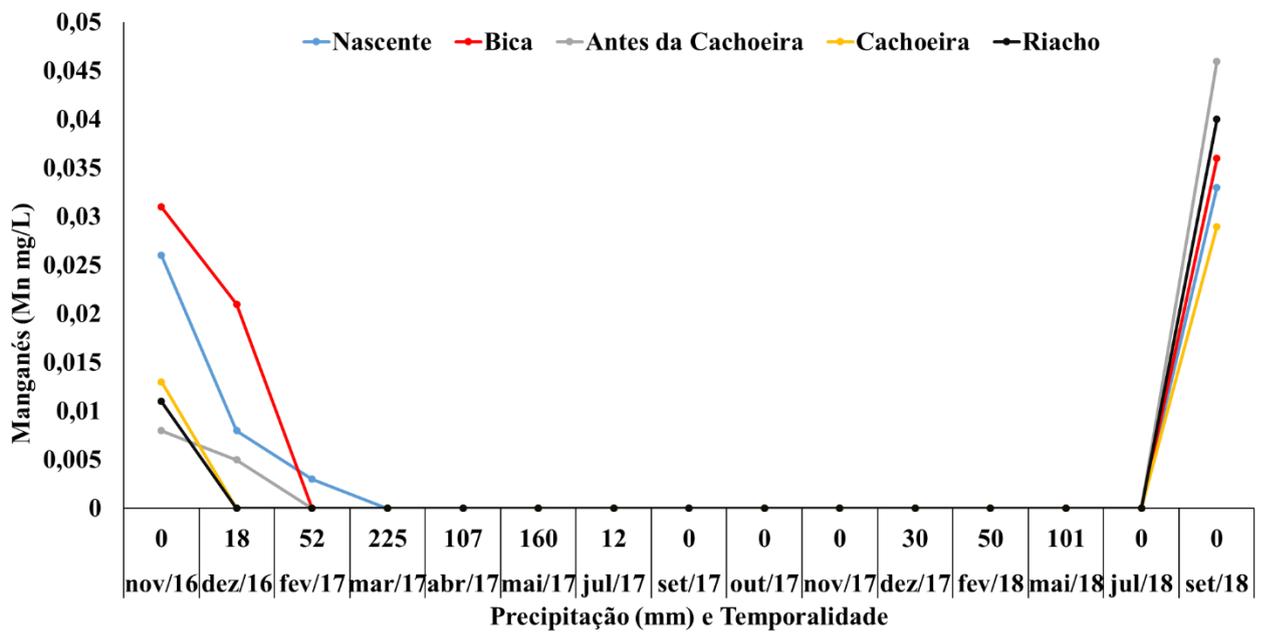
O pH em níveis com maior acidez (conforme apresentado nesse estudo) favorecem as reações químicas que pode facilitar a liberação de íons complexados para o meio ambiente. O decréscimo de pH pode promover a solubilização de carbonatos e hidróxidos, modificando a dessorção de cátions metálicos complexados pela matéria orgânica. Neste caso, a dessorção ocorre devido à competição desses cátions com íons H^+ (Martins et al., 2017; Margalef, 1983).

Na Figura 24, 25, 26 e 27 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) dos teores de metais presente na água, sendo ferro, manganês, cobre e zinco respectivamente. Nota-se nessas figuras, que os valores dos metais tiveram uma variabilidade de suas concentrações ao longo do tempo. No período seco é possível visualizar as maiores concentrações dos metais em relação a quadra chuvosa, sendo explicado pela diluição dos metais ocasionado pela água da chuva.

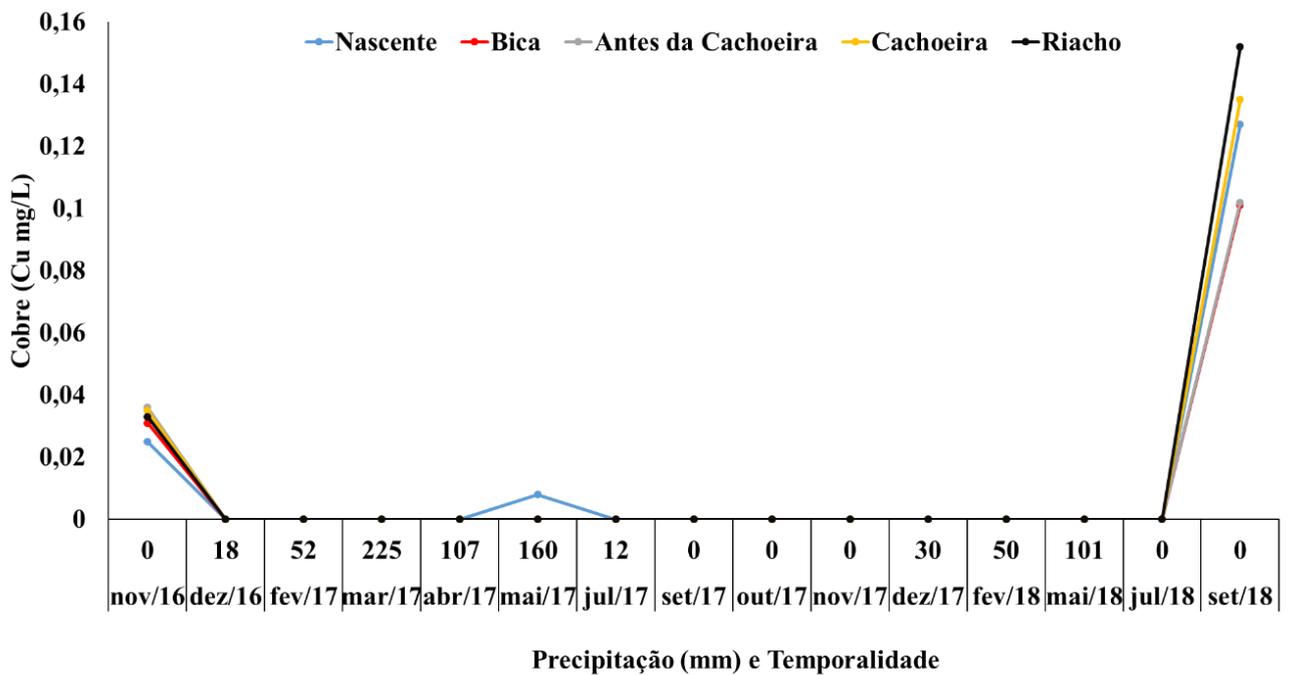
A especiação de metais é, portanto, uma questão de maior relevância uma vez que seu conhecimento pode ter implicações diretas sobre aspectos ecotoxicológicos. O consumo em excesso dos metais ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn) e cobre (Cu) representa um problema de saúde pública, pois são agentes causadores de doenças, ocorrendo a contaminação ao longo dos diversos usos da água. Ocorre a bioacumulação dos metais nos organismos vivos (peixes, microrganismos) e o ser humano, que está no topo da cadeia alimentar, é o mais afetado.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).
 Figura 24. Variabilidade espacial e temporal dos valores de Ferro em mg/L

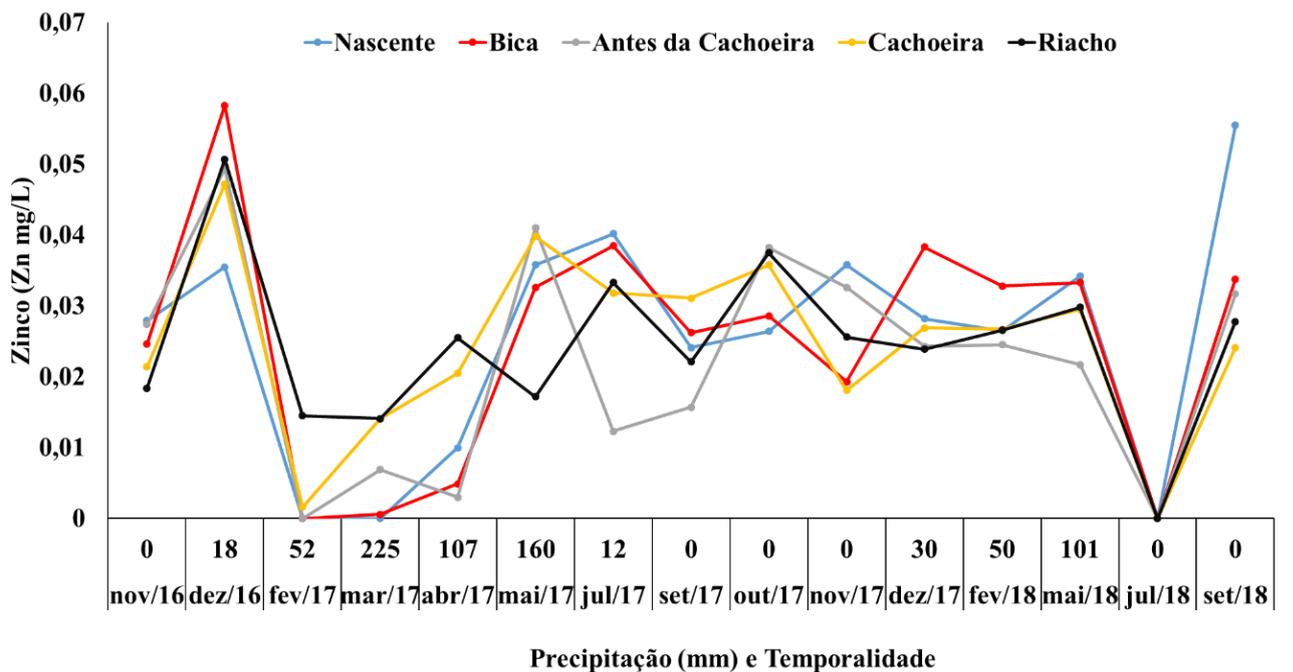


Fonte: Acervo do pesquisador (2020).
 Figura 25. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Manganês em mg/L



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 26. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Cobre em mg/L



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 27. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Zinco em mg/L

5.3. Análise e classificação da qualidade da água para irrigação e sua variabilidade temporal e espacial

Na análise da restrição ao uso da água subterrânea para fins de irrigação com base nas variáveis indicadoras de qualidade, consideraram-se os riscos de salinização e sodificação para os solos, de toxicidade de íons específicos para as culturas irrigadas por sistemas de irrigação por superfície e aspersão e de obstrução dos sistemas de irrigação localizada. Os riscos de sodificação do solo, isto é, redução da capacidade de infiltração de água no solo pela sodicidade, podem ser avaliados com base na comparação dos valores da RAS com os da CE (Ayers & Westcot, 1999). A avaliação dos riscos de obstrução em sistemas de irrigação localizada está relacionada principalmente às concentrações de ferro e à precipitação de carbonato de cálcio.

Na Tabela 7 constam os valores de média, máximo e mínimo para os atributos de qualidade de água, dos cinco pontos amostrais na microbacia hidrográfica, sendo eles: Dureza, Relação de Adsorção de Sódio (RAS), Condutividade elétrica (Ce) e os principais íons encontrados nas águas superficiais e subterrâneas (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^-).

Tabela 7. Valores médio, mínimo e máximo dos indicadores de qualidade água para irrigação de cada ponto de coleta.

Indicadores de qualidade de água	Nascente	Bica	A. da Cachoeira	Cachoeira	Riacho
	Méd (Mín - Máx)	Méd (Mín - Máx)	Méd (Mín - Máx)	Méd (Mín - Máx)	Méd (Mín - Máx)
	mmolc. L ⁻¹				
K^+	0,16 (0,14-0,18)	0,15 (0,08 - 0,18)	0,21 (0,17 - 0,31)	0,18 (0,09 - 0,22)	0,19 (0,15 - 0,23)
Na^+	2,29 (0,26 - 3,05)	2,29 (0,26 - 3,11)	2,71 (0,30 - 4,64)	2,32 (0,31 - 3,42)	2,53 (0,31 - 3,55)
Ca^{2+}	0,42 (0,07 - 0,67)	0,48 (0,27 - 0,87)	0,77 (0,39 - 1,27)	0,66 (0,27 - 0,97)	0,65 (0,57 - 0,87)
Mg^{2+}	0,68 (0,1-2,47)	0,70 (0,27 - 1,24)	0,71 (0,07 - 1,87)	0,71 (0,31 - 1,37)	0,86 (0,36 - 1,37)
Cl^-	2,41 (0,2 - 3,00)	2,5 (0,2 - 3,40)	3,44 (0,8 - 8,80)	2,57 (0,60 - 3,60)	2,93 (1,20 - 4,00)
CO_3^{2-}	0,00 (0,00 - 0,00)	0,00 (0,00 - 0,00)	0,02 (0,00 - 0,24)	0,01 (0,00 - 0,2)	0,00 (0,00 - 0,00)
HCO_3^-	0,43 (0,1 - 1,50)	0,41 (0,14 - 1,8)	0,63 (0,40 - 1,8)	0,62 (0,20 - 1,9)	0,68 (0,30 - 1,8)
RAS	3,32 (0,23 - 4,91)	3,13 (0,28 - 4,319)	3,27 (0,27 - 4,11)	2,85 (0,37 - 4,18)	3,00 (0,34 - 4,60)
Ce (dS.m ⁻¹)	0,47 (0,11 - 0,72)	0,40 (0,03 - 0,55)	0,49 (0,02 - 0,92)	0,42 (0,14 - 0,55)	0,45 (0,05 - 0,54)
Dureza (mg. L ⁻¹)	55,13 (33 - 132)	58,93 (37 - 87)	74,33 (47 - 127)	68,53 (54 - 82)	75,47 (51,50 - 102)

Nota: Potássio (K^+ mmolc dm⁻³), Sódio (Na^+ mmolc dm⁻³), Cálcio (Ca^{2+} mmolc dm⁻³), Magnésio (Mg^{2+} mmolc dm⁻³), Cloreto (Cl^- mmolc L⁻¹), Carbonato (CO_3^{2-} mmolc. L⁻¹), Bicarbonato (HCO_3^- mmolc. L⁻¹), Relação de adsorção de Sódio (RAS 1:2.5 mm.molc L⁻¹), Condutividade elétrica (CE dS. m⁻¹), Dureza em mg. L⁻¹.

A condutividade elétrica mede a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica, apresentando relação direta com as espécies iônicas dissolvidas, quanto maior for à quantidade de íons dissolvidos maior a CE (Brasil, 2014). A condutividade elétrica, devido a sua facilidade de determinação, é o atributo considerado para determinar o potencial que uma água tem em causar salinização, a CE de uma água depende do número e tipo de íons presentes, sendo maior a capacidade condutora dos íons de maior carga iônica, que os de menor carga (Almeida, 2010).

De acordo com Gheyi et al. (2016), a classificação proposta pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, em Riverside, Califórnia cujos trabalhos foram coordenados por Richards (1954) embora com algumas limitações foi a que mais se destacou e ainda hoje é a mais utilizada. Para uma avaliação qualitativa, as águas se dividem em quatro classes de salinidade, à medida que aumenta a concentração de sais e conseqüentemente sua condutividade elétrica, recebendo denominações sucessivas de C₁, C₂, C₃ e C₄, com os limites apresentados por Richards (1954).

Na Tabela 8 estão descritos os riscos de salinidade baseados na condutividade elétrica da água utilizada para irrigação de acordo com as metodologias descritas por Richards (1954), UCCC - University of California Committee of Consultantes e Ayers & Westcot (1999).

Tabela 8. Classificação da água para irrigação quanto ao risco de salinidade

Classe de salinidade	Richards (1954)	UCCC ¹	Risco de Salinidade	Ayers & Westcot (1999)	
	Faixas de CEa (dS m ⁻¹)			Faixa de CEa (dS m ⁻¹)	Problema de salinidade
C1	< 0,25	< 0,75	Baixo	< 0,7	Nenhum
C2	0,25 - 0,75	0,75 - 1,50	Médio	0,7 - 3,0	Moderado
C3	0,75 - 2,25	1,50 - 3,00	Alto	> 3,0	Severo
C4	> 2,25	> 3,00	Muito Alto	-	-

¹UCCC - University of California Committee of Consultantes (Fonte: Frenkel, 1984; Pizarro, 1985).

Fonte: Adaptado de Gheyi et al. (2016).

A classificação das águas de irrigação com respeito à RAS se baseia essencialmente no efeito do sódio trocável nas condições físicas do solo causando problemas de infiltração pela redução da permeabilidade. A classificação de Richards (1954), conforme apresentada no item 3.11 do referencial teórico desta pesquisa, foi de muita utilidade como guia para classificação das águas de irrigação, numa época que pouco se conhecia do assunto (Gheyi et al., 2016).

Na Tabela 9 está descrito os riscos de problemas de infiltração de água no solo causados

pela sodicidade da água, ao qual é baseado na Relação de Adsorção de Sódio – RAS de acordo com o proposto por Ayers & Westcot (1991).

Tabela 9. Riscos de problemas de infiltração no solo causados pela sodicidade da água

RAS ^o (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	Classes de sodicidade ¹		
	S ₁ Sem problemas	S ₂ Problemas crescentes ¹	S ₃ Problemas severos
	Faixas de CEa (dS.m ⁻¹)		
0-3	> 0,70	0,70 - 0,20	< 0,20
3-6	> 1,20	1,20 - 0,30	< 0,30
6-12	> 1,90	1,90 - 0,50	< 0,50
12-20	> 2,90	2,90 - 1,30	< 1,30
20-40	> 5,00	5,00 - 2,90	< 2,90

Fonte: Adaptado de Ayers & Westcot (1991). 1 Simbologia (S) não se refere a classificação de Richards (1954); foi inserida para resumir a descrição da classe.

De acordo com a Tabela 4, o valor médio geral (todos os pontos) para condutividade elétrica foi de 0,45 dS/m, comparando esses valores com os limites descritos na Tabela 8, para classificação de Richards (1954) tem-se que água da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica enquadra-se na classe C₂ (faixa de 0,25 - 0,75) com risco de salinidade média, já para UCCC e Ayers & Westcot (1991) o risco de salinidade é baixo, sendo enquadrada na classe C₁, pois o valor médio está abaixo dos limites estabelecidos por essas metodologias que é de 0,7 e 0,75 dS/m, respectivamente.

Já em relação ao risco da sodificação, tem-se que o valor médio geral (todos os pontos) da RAS é de 3,11 mmol_c/L para água da bacia, comparando esses valores com os limites descritos na Tabela 9, constata-se que água da microbacia classifica-se como S₂ – Problemas crescentes com a sodicidade, pois enquadra-se na faixa de RAS de 3 a 6 (mmol_c/L)^{0,5} e de condutividade elétrica de 1,20 a 0,30 dS/m.

Diante do exposto classifica-se a água da nascente e do Riacho da Bica através dos valores médios de todas coletas em C₂S₂ de acordo com diagrama de classificação da água para irrigação estabelecidas por Richards (1954), sendo assim, a água foi classificada como médio risco de salinidade e de sodicidade.

Isso significa que em relação a salinidade (C₂) a água poderá ser usada sempre e quando houver uma lixiviação moderada de sais. Em quase todos os casos se adequa ao cultivo de plantas moderadamente tolerante aos sais, sem necessidade de práticas especiais de controle de salinidade. Para a sodicidade (S₂) evidencia-se que as águas só podem ser usadas em solos com textura grossa ou em solos orgânicos de boa permeabilidade.

Para os valores médio individuais de cada ponto de coleta pode-se classificar como C₂S₂, tendo médio risco de salinidade e de sodicidade.

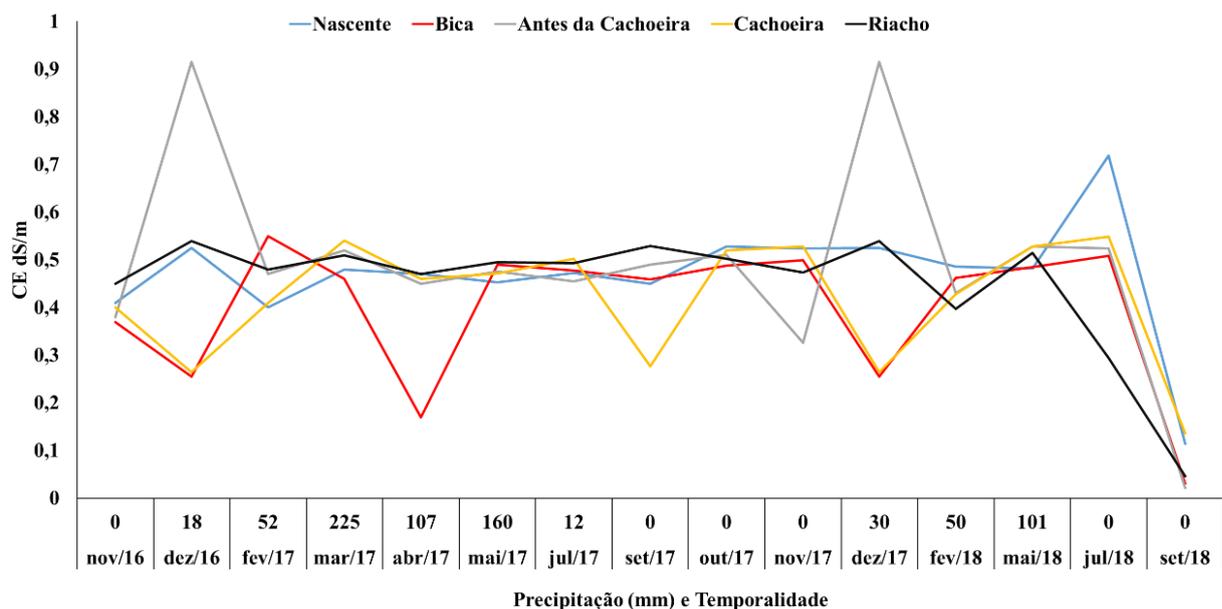
Para as coletas do mês de setembro (período mais seco do ano) de 2018 foi possível observa que os valores de condutividade elétrica se mantiveram abaixo de 0,20 dS/m e sua RAS em 3 e 4,2 (mmol/L)^{0,5}, sendo que para esse mês a classificação da água quanto ao risco de salinidade, de acordo com Richards (1954) é C₁ tendo baixo risco de salinização (menor que 0,25 dS/m), para o risco de sodicidade é S₃ tendo problemas severos de sodicidade, pois a RAS ficou entre 3 e 6 (mmol/L)^{0,5} e CE menor que 0,20 dS/m.

A classificação da água da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica por meio dos valores médios das coletas de setembro de 2018 em C₁S₃ de acordo com diagrama de classificação da água para irrigação estabelecido por Richards (1954), sendo assim, a água foi classificada como baixo risco de salinidade e de alto risco de sodicidade.

Isso demonstra que nos períodos mais secos do ano a água da microbacia tende a reduzir o risco de salinidade e aumentar o risco de sodicidade, ou seja, no período de estiagem o uso dessa água poderá trazer problemas de infiltração e, conseqüentemente, a redução da permeabilidade do solo. Pode ser constatado nos gráficos da variabilidade temporal e espacial para a condutividade elétrica e RAS (Figura 28 e Figura 29).

Os estudos realizados por Lopes (2016) sobre a influência do uso da terra na qualidade da água em bacias hidrográficas com usos distintos, em Jataí-GO e Canapolis-MG, constatou que os valores de condutividade elétrica foram menores no inverno, período mais seco para região, ou seja, os valores de salinidade são menores e de sodicidade são maiores, corroborando com os resultados do presente estudo.

No gráfico, representado na Figura 28, verificou-se que o comportamento da condutividade elétrica no período de estiagem, como era de se esperar, foi bem expressivo, onde em todas as amostras os valores apresentaram-se bastante elevados pois a CE média nos rios, medida a 25°C foi de 0,2 a 0,4 dS m⁻¹. Os maiores valores de CE, foram encontrados no ponto “Antes da Cachoeira”, onde a água tem contato com as rochas, de acordo com a concentração de sais nas águas de superfície depende da composição e grau de intemperismo das rochas da bacia hidrográfica e da natureza e tipo de solo pelo qual ela flui. No ponto correspondente a nascente, a CE apresentou pouca variação ao longo do tempo, tendo valores mínimos em fevereiro e máximos em julho. No período de estiagem há uma maior concentração dos sais, enquanto que no período chuvoso a tendência é que ocorra uma maior diluição, já que tem maior volume de água.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 28. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Condutividade Elétrica - CE em dS/m

Nas regiões tropicais a condutividade está relacionada com as características geoquímicas da região e condições climáticas, ou seja, variam de acordo com periodicidade das precipitações (Esteves, 2011). Rios que podem ter a mesma nascente e diferentes drenagens apresentam diferenças na condutividade elétrica (Frančišković-Bilinski, et al. 2013).

Estudos realizados por Piratoba et al. (2017) constatou que os valores da condutividade foram maiores no período de menor precipitação pluviométrica, corroborando com os resultados deste estudo que demonstra que a condutividade elétrica varia de acordo com índices pluviométricos.

De acordo com Esteves (2011), a condutividade elétrica muda com a sazonalidade sendo menor no período chuvoso por causa do aumento do fator de diluição dos íons, não obstante o lançamento de efluentes industriais poderem elevar os valores da condutividade elétrica independentemente da sazonalidade.

A nossa legislação não possui um padrão de condutividade, porém, segundo Von Sperling (2014b), as águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, e em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar até 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

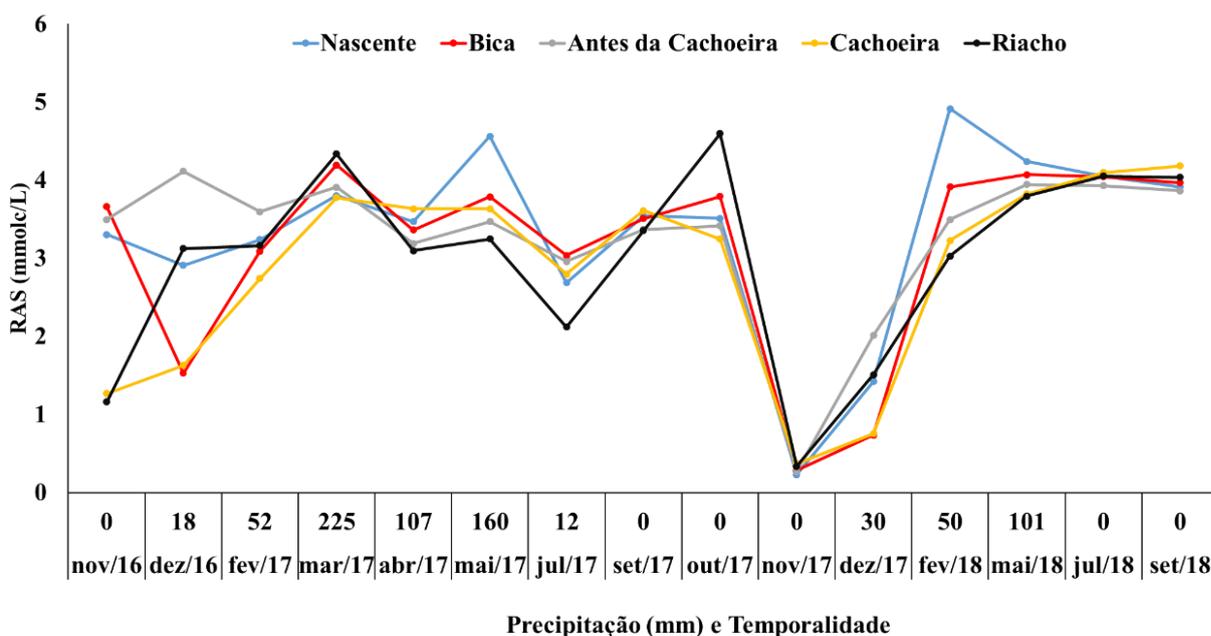
Segundo Alvarenga et al. (2012), que realizou estudos em uma microbacia afluente do Rio Paraíba do Sul-SP, em um período chuvoso e dois não chuvosos reportaram valores de condutividade de 26,00 a 50,10 $\mu\text{S cm}^{-1}$; neste estudo observou-se que um dos períodos secos apresentou baixos teores de condutividade comparado com os outros períodos de coleta.

Estudos realizados por Barakat et al. (2018) no Marrocos, observaram que os resultados mostram que, para todas as nascentes estudadas, os valores de CE não apresentam variação

significativa em todas as campanhas de amostragem, corroborando com os resultados encontrados para a nascente do Riacho da Bica do presente estudo, ao qual não sofreu altas variações nos seu teores ao longo da 15 campanhas de coleta.

O conhecimento da razão de adsorção de sódio (RAS) assume papel preponderante, posto que a combinação CE e RAS serve para avaliar os perigos que a água oferece, respectivamente, em termos de indução de salinidade e aumento nos teores de sódio na solução do solo (Ucker et al., 2013).

Na Figura 29 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) da RAS. Percebe-se na Figura 29 que os valores da RAS foram menores no período de estiagem, período do ano em que a precipitação foi nula ou muito baixa, conseqüentemente pode-se constatar que os valores de Na^+ variaram semelhantemente, com as menores concentração no período seco (Figura 30), pois a RAS expressa o perigo de sodificação do solo, sendo de grande importância, pois o excesso de Na^+ no solo promove redução drástica da infiltração de água.



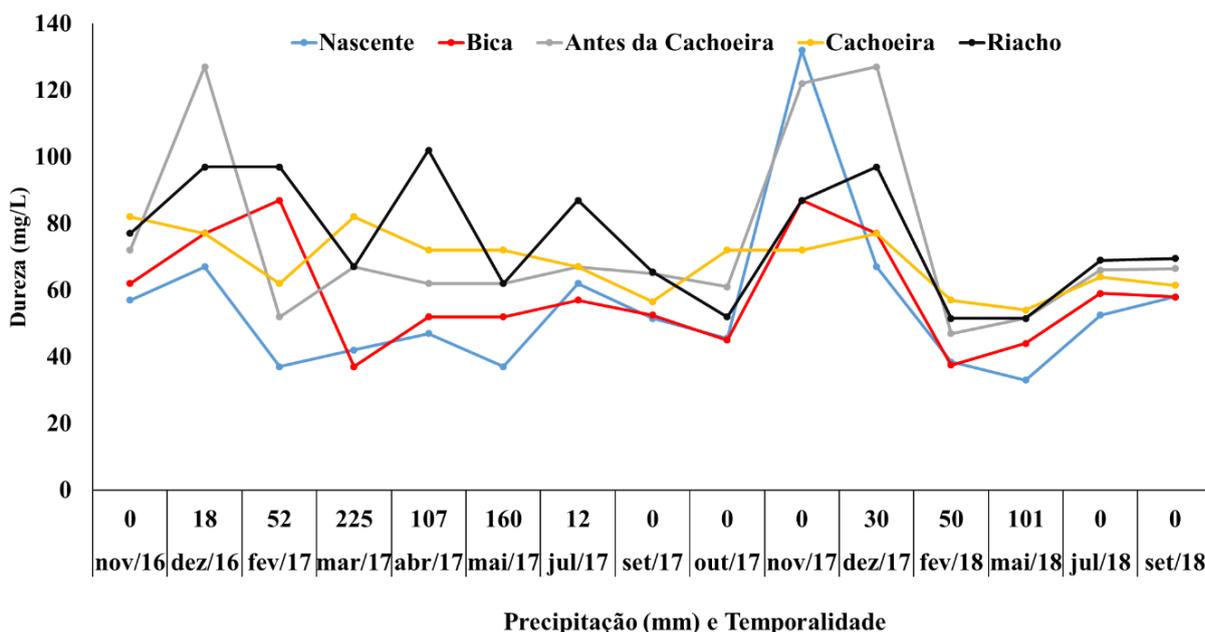
Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 29. Variabilidade temporal e espacial dos valores de Razão de adsorção de sódio - RAS

O Mg^{2+} e o Ca^{2+} influenciam na RAS de forma antagônica. Constatase que a variabilidade temporal e espacial das concentrações Mg^{2+} (Figura 31) se comportou antagonicamente ao Na^+ e RAS, já para o Ca^{2+} (Figura 33) não foi tão nítida essa diferenciação.

Na Figura 30 está descrito a variabilidade temporal e espacial da dureza da água, tendo variabilidade semelhante com os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , pois a dureza é calculada através dos

teores dessas variáveis, ou seja, a variabilidade da dureza foi menor no período chuvoso e do que no período de estiagem, esse fato ocorreu devido solubilização dos carbonatos de cálcio no período chuvoso reduzindo a concentração do mesmo.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 30. Variabilidade temporal e espacial dos valores de dureza em mg/L

Barakat et al. (2018), constatou que a dureza da água depende principalmente do contexto geológico, os altos valores observados em sua pesquisa estão relacionados à natureza litológica da formação do aquífero que corresponde às rochas do carbonato jurássico do Marrocos. Fato que corrobora com os a dinâmica da água da nascente do Riacho da Bica, que a sua dureza sofreu interferência direta das rochas carbonáticas do capeamento sedimentar sobre o cristalino.

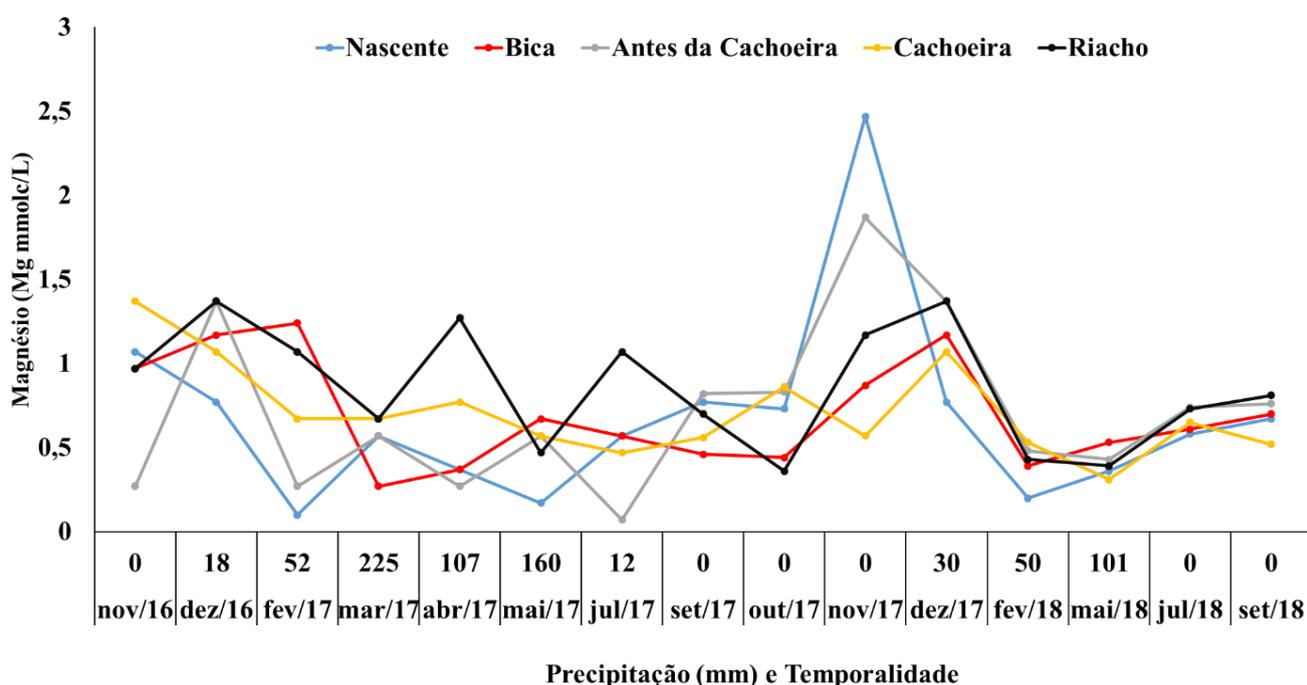
O Mg^{2+} ocorre, principalmente, em rochas carbonatadas e tem como minerais fontes mais frequentes a magnesita, a biotita, a granada, a hornblenda, a clorita, a alanita e a olivina. Juntamente com o Ca^{2+} , é o responsável pela dureza e produz gosto salobro às águas (Feitosa et al., 2008). Os valores encontrados do Mg^{2+} e do Ca^{2+} na água da microbacia do Riacho da Bica, estão relacionados ao fator hidro geodinâmico da área estuda onde são formadas por rochas carbonatadas (rochas sedimentares) do capeamento sedimentar e rochas ígneas no embasamento cristalino.

O valor médio do magnésio para o ponto de coleta nascente da bica é de $0,68 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ (Tabela 7), esse valor foi coerente com os valores ($0,80 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) encontrados pela rede compartilhada de monitoramento da qualidade da água denominada de Programa Água Azul que divulgou em seu relatório técnico do ano de 2016 resultados laboratoriais de vários atributos de

qualidade água.

Na Figura 31 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) do magnésio. Percebe-se na Figura 31 que os valores de magnésio sofreram variações ao longo do tempo e da paisagem. Sendo possível constatar (comparando a Figura 30 e 31) uma relação direta com dureza, pois as principais fontes de dureza são a dissolução de minerais contendo cálcio e magnésio, exemplificando, as rochas calcárias e os despejos industriais (Von Sperling, 2014b).

Isso é justificado pela presença do capeamento sedimentar existente na região de estudo, onde existe uma formação rochosa com a presença de calcário, influenciando as concentrações de cálcio e magnésio.



Fonte: acervo do pesquisador (2020).

Figura 31. Variabilidade temporal e espacial dos valores magnésio Mg^{2+} em $mmol/L$

A alta concentração de magnésio pode ser catártica e diurética (WHO, 1997). Além disso, os valores de magnésio combinados com sulfato atuam como laxantes para os seres humanos. O limite máximo admissível e máximo permitido pela OMS (2004) é de 30 mg/L.

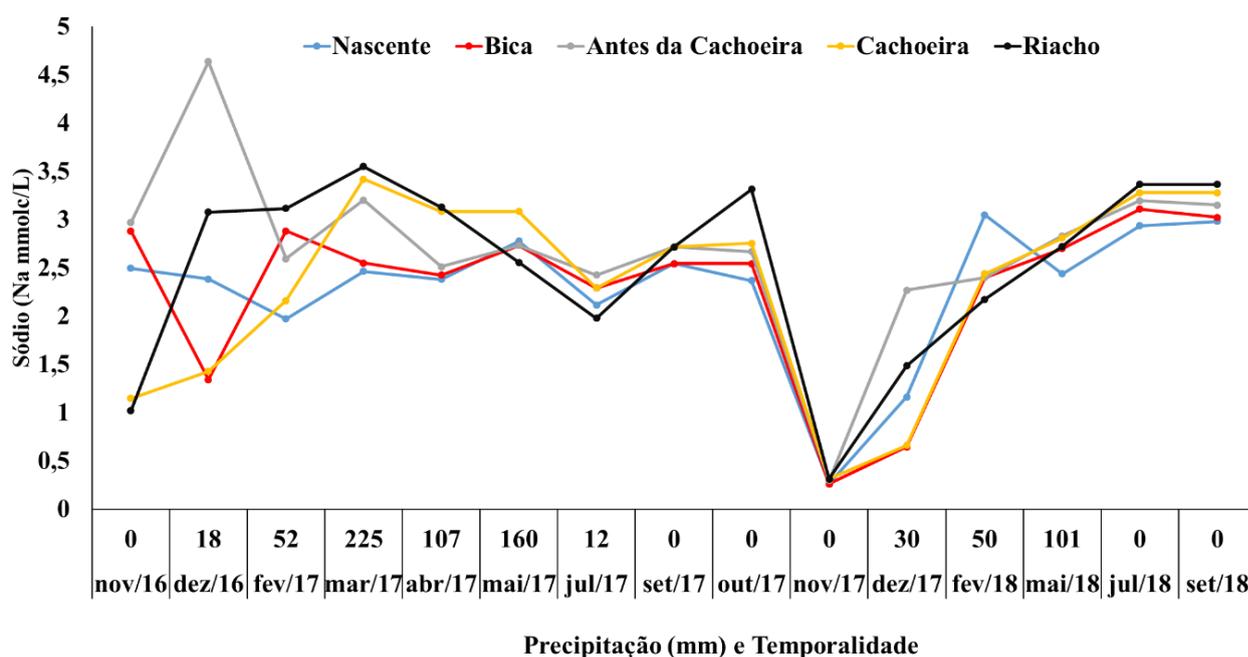
Estudos realizados por Ako et al. (2012) obtiveram teores de magnésio que variaram entre 2,55 e 20,87 mg/L, com uma média de 8,74 mg/L, sendo que todas as amostras estão dentro do limite permitido pela OMS (2004).

Nas águas subterrâneas o Na^+ ocorre, principalmente, sob a forma de Cl^- , tendo como minerais fonte os feldspatos plagioclásios, feldspatóides (nefelina e sodalita), anfibólios e

piroxênios. O Na^+ é o principal responsável pelo aumento constante da salinidade das águas naturais do ponto de vista catiônico. Há, em geral, um aumento gradativo dos teores de Na^+ nas águas subterrâneas, a partir da zona de recarga, em direção às suas porções mais confinadas ou dos seus exutórios (Feitosa et al. 2008).

De acordo com Lucas et al. (2014), o sódio é um dos elementos encontrado em maior abundância na Terra, sendo solúvel em água. Segundo a USEPA (2015) o sódio pode entrar nos corpos d'água por fontes naturais ou antrópicas. No primeiro caso pode ser por lixiviação das rochas e no segundo caso por esgotos sanitários, efluentes industriais e/ou atividades agrícolas (CETESB, 2019; Von Sperling, 2014b).

É possível constatar na Figura 32 que os valores de Na^+ vão aumentando ao decorrer da bacia hidrográfica, elevando seus teores gradativamente das regiões da cabeceira (N e B), terço médio da bacia (AC, e C) até os seus exutórios (R), esse comportamento é prejudicial as áreas agricultáveis que se encontra na região mais baixa da microbacia, pois as águas com concentrações elevadas de Na^+ são prejudiciais às plantas por reduzir a permeabilidade do solo, sendo especialmente nocivas quando as concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} são baixas.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

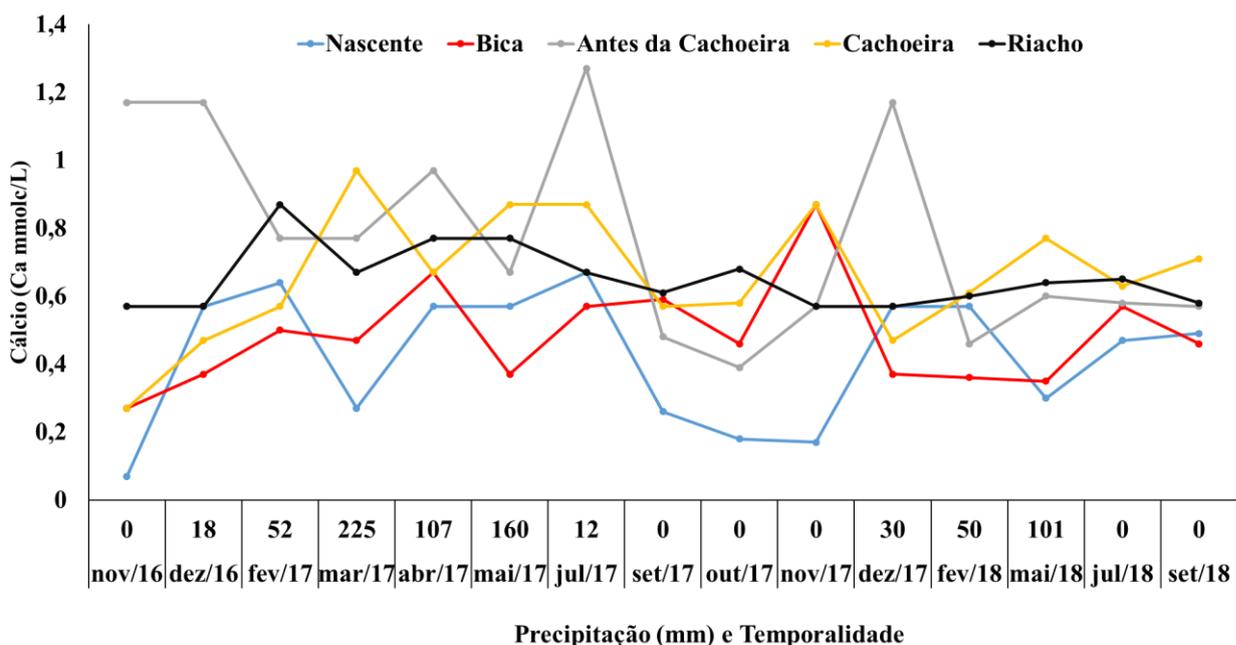
Figura 32. Variabilidade temporal e espacial dos valores de sódio Na^+ em mmolc/L

O valor médio do Na^+ para o ponto de coleta nascente da bica é de $2,29 \text{ mmolc L}^{-1}$ (Tabela 7), esse valor foi coerente com os valores ($1,72 \text{ mmolc L}^{-1}$) encontrados pela rede compartilhada de monitoramento da qualidade da água denominada de Programa Água Azul que divulgou em seu relatório técnico do ano de 2016 resultados laboratoriais de vários atributos de qualidade água.

Estudos realizados por Piratoba et al. (2017), constataram que as concentrações de sódio obtidas no estudo no período menos chuvoso compreendem teores médios de 2,68 a 6,79 mg L⁻¹, e no período chuvoso estão entre 1,54 e 3,40 mg L⁻¹.

Segundo a CETESB (2019), as concentrações de sódio em águas superficiais variam consideravelmente por fatores como a geologia do local, as descargas de efluentes, o uso sazonal de sais nas rodovias e o uso de fertilizantes na agricultura.

Os sais de cálcio possuem de moderada a elevada solubilidade, sendo muito comum precipitar como carbonato de cálcio (CaCO₃). É um dos principais constituintes da água e o principal responsável pela dureza, apresentando-se, em geral, sob a forma de bicarbonato e raramente como carbonato. A solubilidade do bicarbonato de cálcio (CaCO₃) aumenta em presença de sais de Na⁺ e K⁺. O Ca²⁺ é o elemento mais abundante existente na maioria das águas naturais e rochas, ocorre principalmente nos minerais de calcita, aragonita e dolomita, em rochas calcárias, sendo o plagioclásio e a apatita as maiores fontes de cálcio nas rochas ígneas. (Feitosa et al., 2008).



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 33. Variabilidade temporal e espacial dos valores de cálcio Ca²⁺ em mmol/L

Segundo Esteves (2011) e a UNEP (2008), o cálcio pode ter uma dinâmica sazonal e espacial relativamente marcada como resultado da atividade biológica. Sendo possível observar uma pequena relação com os coliformes totais, picos de cálcio coincidindo com alguns picos de coliformes (comparando a figura 16 com a 33).

Vários estudos mostram diferentes valores de cálcio na água de rios e subterrâneas, como no estudo realizado por Kemerich et al. (2012) na caracterização química de água subterrânea

numa área ocupada por cemitério em Santa Maria- RS reportaram teores de 4,65 a 17,85 mg L⁻¹ de Ca. Behera et al. (2014), ao estudarem o manguezal do rio Mahanadi na Índia, obtiveram valores elevados de teores de cálcio, de 125,4 a 400,8 mg L⁻¹, sendo atribuídos a efluentes de atividades industriais, comprovando, desta forma, sua dinâmica no meio ambiente.

Os elementos mais propensos a causarem toxidez nas plantas, em decorrência de concentrações elevadas na água de irrigação, são: sódio, cloro e boro. Quanto aos riscos que apresentam, de acordo com Ayers & Westcot (1999) podem ser divididos em três classes (Tabela 10).

Na irrigação por aspersão foliar, quando há uma exposição direta da parte mais sensível da planta à água contendo elevados teores de sais, os problemas de toxicidade tendem a se intensificarem. A concentração máxima aceitável para cada um deles varia de acordo com a tolerância da cultura. Em geral, teores de Na⁺ e Cl⁻ acima de 3 mmolc L⁻¹ já podem apresentar algum risco de toxicidade as plantas (Gheyi et al., 2016).

Ao comparar os valores de Na⁺ e Cl⁻ encontrados nas 15 coletas de água e nos cinco pontos de amostragem, constata-se que o valor médio de todas as campanhas foi de 2,43 mmolc L⁻¹ para Na⁺ e 2,79 mmolc L⁻¹ para Cl⁻. Esses valores estão dentro da faixa de classificação da toxicidade da água as plantas de T₁, ou seja, a água da nascente e do Riacho da Bica não nenhum risco de toxidade as plantas.

Ao analisar os valores médios para cada ponto de amostragem para o Na⁺ e o Cl⁻ percebe-se que o único ponto que diferencia da classificação T₁ para T₂ é o local antes da cachoeira (AC), sendo classificado através do valor médio das 15 campanhas como de risco moderado para toxicidade da água de irrigação para as plantas, pois o valores médio foi de 2,71 mmolc L⁻¹ de Na⁺ e de 3,44 mmolc L⁻¹ para o Cl⁻, esse último enquadrando-se entre os limites de T₂ (3 - 9). Para os demais pontos de coletas (N, B, C e R) os valores médios ficaram dentro dos níveis para classe T₁ (nenhum problema).

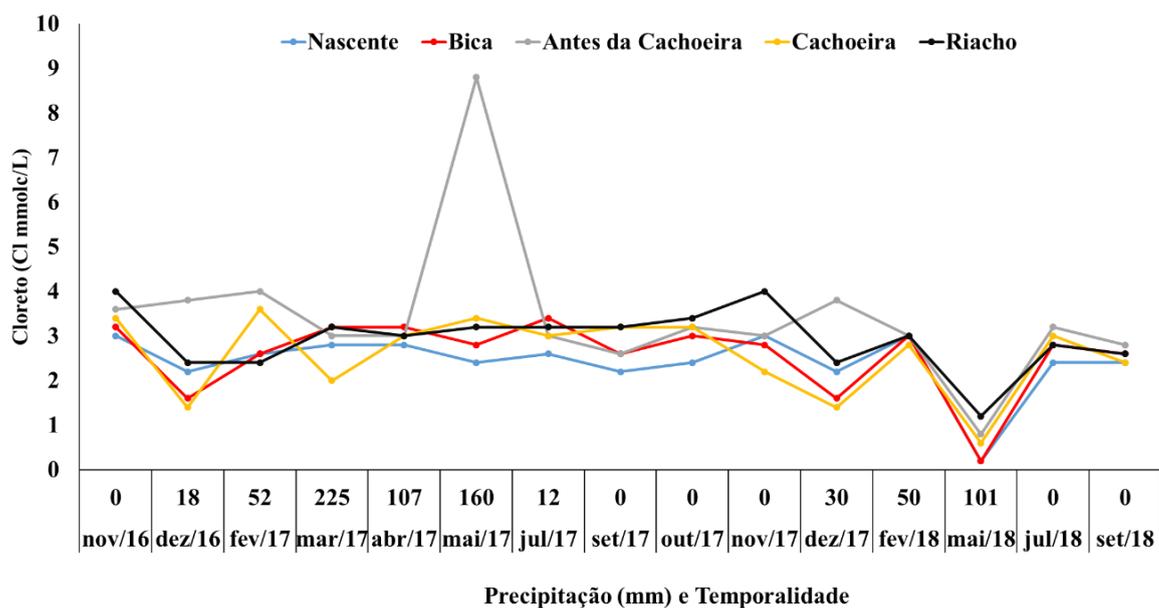
Tabela 10. Concentrações de íons em água e respectivos riscos de toxicidade às plantas

Íon	Classes de toxicidade da água		
	T ₁ Nenhum problema	T ₂ Problema moderado	T ₃ Problema severo
Faixas de CE (dS.m ⁻¹)			
Sódio ou Cloreto (mmolcL ⁻¹)			
- Irrigação por superfície	< 3	3 – 9	> 9
- Irrigação por aspersão	< 3	> 3	

Fonte: Adaptado de Ayers & Westcot (1999).

O Cl^- , em geral, é muito solúvel, altamente deliquescente (isto é, possui uma forte tendência a absorver água e a se liquefazer) e muito estável em solução, logo, dificilmente precipita. Não oxida e nem se reduz em águas naturais. A alta solubilidade e o lento movimento das águas no aquífero vão provocando aumentos gradativos e constantes dos teores de Cl^- nas águas subterrâneas na direção do fluxo. Apesar das rochas ígneas serem pobres em cloretos, estes são provenientes da lixiviação de minerais ferromagnesianos tanto nestas rochas como, principalmente, em rochas evaporíticas, tal como o salgema. O Cl^- é um bom indicador de poluição para aterros sanitários e comuns (Feitosa et al., 2008). A presença nas zonas de recarga de aterros comuns ao céu aberto, sem o devido controle pode acarretar o aumento da concentração e variação do Cl^- na água da microbacia do Riacho da Bica.

Na Figura 34 é possível observar a variabilidade espacial (N, B, AC, C e R) e temporal (15 campanhas) do Cl^- , pode-se notar houve um pico na concentração de Cl^- para o ponto de coleta antes da cachoeira (AC), local onde existe o contato direto da água do Riacho da Bica com as rochas cristalina da região, favorecendo o pico de concentração pelo intemperismo ocasionado pela água da chuva, (A coleta foi realizada no período de maior índice pluviométrico do ano 2017), evidenciando a forte tendência a absorver água e a se liquefazer, um ano após obteve um comportamento diferente, pois o índice pluviométrico foi menor para o período.



Fonte: Acervo do pesquisador (2020).

Figura 34. Variabilidade temporal e espacial dos valores de cloreto em mmolc/L

Ao longo do tempo e do espaço existe uma variabilidade nos teores de Cl^- , isso se deve a alta solubilidade em água do Cl^- , fato que pode ser explicado pelo o contato entre da água confinada entre o capeamento sedimentar e o cristalino, fazendo alterar as concentrações ao longo

de períodos de estiagem e de chuvas, variando também ao longo da paisagem (pontos de coleta).

O valor médio do Cl^- para o ponto de coleta nascente da bica é de $2,29 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$ (Tabela 7), esse valor foi coerente com os valores ($1,72 \text{ mmol}_e \text{ L}^{-1}$) encontrados pela rede compartilhada de monitoramento da qualidade da água denominada de Programa Água Azul que divulgou em seu relatório técnico do ano de 2016 resultados laboratoriais de vários atributos de qualidade água.

Nos padrões de enquadramento das águas doces no CONAMA 357, o valor máximo permitido de cloreto é de 250 mg L^{-1} para águas doces classe I, II e III, e os resultados obtidos neste estudo se enquadram nesta normativa (CONAMA, 2005).

De acordo com estudos realizados por Piratoba et al. (2017) os teores médios da concentração de cloreto no período menor índice pluviométrico foram semelhantes no período mais chuvoso, tendo uma variação ao longo da paisagem (locais de coleta), corroborando com o comportamento da concentração de Cl^- ao longo da microbracia do Riacho da Bica, que variação entre os períodos de estiagem e de maior precipitação não foi significativo.

O cloreto é um íon importante nas águas subterrâneas e superficiais, podendo ter origem antrópica e geológica, sendo a lixiviação de rochas, esgotos domésticos e industriais a sua principal origem (USEPA, 2015).

Todas as águas naturais contêm íons resultantes da dissolução de minerais, como os íons cloretos, por exemplo, que podem ser advindos da dissolução de minerais do solo ou da intrusão de águas salinas, mas também por meio da ação antropogênica, por meio dos despejos industriais e domésticos. Sendo importante destacar que uma pessoa expele na urina aproximadamente 4 g de cloreto por dia. O cloreto é um íon importante na produtividade global dos ecossistemas aquáticos, faz parte de importantes processos fisiológicos como a troca e/o transporte de outros íons para os meios intracelular e extracelular (Silva et al., 2019).

5.4. Análise de Componente Principal (ACP) dos atributos de qualidade de água (CONAMA 357/2005)

As análises foram realizadas com base na matriz de correlação entre os indicadores de qualidade de água em cinco pontos amostrais começando na nascente e o restante ao longo do Riacho da Bica, Portalegre-RN, onde se verificaram correlações significativas ($P < 0,05$). Esta resposta dos dados confirma que a Análise Fatorial (AF) em conjunto com a Análise de Componente Principal (ACP) possui o poder de extrair grande quantidade de informações, sendo deste modo uma ferramenta viável e aplicável ao estudo da qualidade da água.

Na Tabela 11 encontra-se a matriz de correlação para os doze atributos analisados, observa-se que dos 78 coeficientes de correlação, 22% do total, apresentaram valores

significativos. Destes, cerca de 47% encontram-se no intervalo $0,6 \leq r < 0,9$, caracterizados, segundo Callegari-Jacques (2003), como de correlação forte, (18%) encontram-se no intervalo $0,3 \leq r < 0,6$, caracterizados como de correlação moderada.

Na matriz pode ser observado que o pH possui correlação positiva referente às variáveis Oxigênio Dissolvido e Coliformes totais, com valores respectivos de 0,67 e 0,29, indicando que estes valores possuem tendência de crescimento à medida que os elementos correlacionados aumentam sua concentração na água, com relação a temperatura a correlação é negativa, com valor de -0,67, indicando que na água onde o pH está mais básico a temperatura da água é possivelmente mais elevada Tabela 11.

Tratando-se dos metais ferro, manganês e cobre, verifica-se correlação negativa com a variável condutividade elétrica, com valores respectivos (-0,54, -0,64 e -0,66), verifica-se também que o zinco não possui correlação significativa com a CE, sendo esta correlação negativa e baixa, evidenciando comportamento antagonista entre as variáveis em discussão.

Os dados da matriz de correlação entre o Mn, Cu e Fe, possuem correlação forte e positiva com valores respectivos de (0,89 e 0,83) evidenciando que tais elementos tem a tendência de possuir concentrações elevadas respeitando-se as condições desse estudo.

O OD possui forte correlação negativa com a temperatura (-0,89), indicando que à medida que um atributo cresce o outro diminui. Além da concentração de oxigênio dissolvido ser influenciada pela altitude, também sofre mudanças com a temperatura, pois a solubilidade dos gases em água diminui com a elevação da temperatura, sendo a temperatura o fator mais importante no controle da solubilidade do oxigênio (Fiorucci & Benedetti Filho, 2005).

Tabela 11. Matriz de correlação dos atributos de qualidade de água na nascente e riacho da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica em Portalegre/RN.

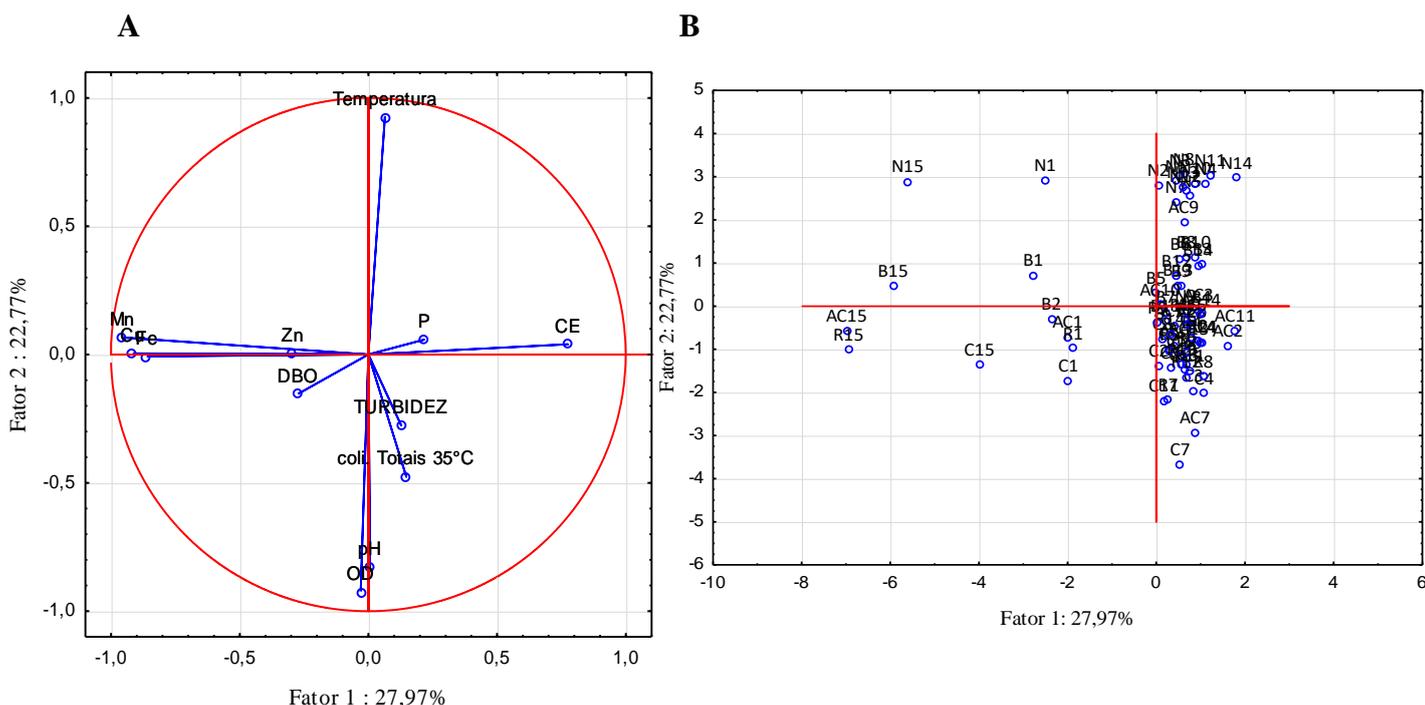
	pH	CE	P	T	Fe	Mn	Cu	Zn	OD	DBO	Coli.	Temp.
pH	1,00											
CE	0,05	1,00										
P ⁺	0,06	0,12	1,00									
T	0,17	-0,03	-0,10	1,00								
Fe	0,05	-0,54	-0,21	-0,13	1,00							
Mn	-0,08	-0,64	-0,18	-0,16	0,83	1,00						
Cu ⁺	-0,01	-0,66	-0,20	-0,14	0,74	0,89	1,00					
Zn ⁺	0,19	-0,14	0,28	0,01	0,16	0,25	0,18	1,00				
OD	0,67	-0,06	-0,08	0,24	0,03	-0,03	0,02	-0,09	1,00			
DBO	0,08	-0,22	0,09	0,07	0,06	0,29	0,07	0,34	0,14	1,00		
Coli.	0,29	0,04	-0,03	-0,05	-0,09	-0,13	-0,12	-0,15	0,28	-0,04	1,00	
Temp.	-0,67	0,07	0,06	-0,12	-0,04	0,00	-0,09	0,04	-0,89	-0,09	-0,37	1,00

Nota: pH – Potencial Hidrogeniônico; CE – Condutividade Elétrica; P – Fósforo; T – Turbidez; Fe – Ferro; Mn – Manganês; Cu – Cobre; Zn – Zinco; OD – Oxigênio Dissolvido; DBO - Demanda Bioquímica por Oxigênio; Coli. - Coliformes totais; Temp. – Temperatura.

Ao analisar os dados da matriz de correlação em relação aos atributos P, Mn e DBO verifica-se que a correlação entre estas três variáveis é positiva e baixa com valores respectivos de (0,28, 0,29 e 0,34), indicando que estes valores possuem tendência de crescimento à medida que os elementos correlacionados aumentam sua concentração na água.

Os resultados da análise de ACP estão evidenciados no círculo de correlação, observado na Figura 35, constata-se a distribuição da nuvem de pontos em relação aos fatores 1 e 2 e os vetores representados pelas variáveis Mn, Zn, Fe e Cu que possuem alta correlação entre si, formando o grupo dos metais que nas condições desse estudo, tais elementos comportaram-se como variáveis que distinguiram os ambientes de coleta com forte influência nos ambientes da bica, antes da cachoeira e no riacho.

Constata-se que os vetores das variáveis OD, pH, turbidez e coliformes estão opostos ao vetor da temperatura o que indica correlações negativas, este comportamento indica que os atributos analisados são influenciados pela temperatura da água, indicando que existe a tendência do pH diminuir se existir um incremento na temperatura da água.



Fonte: Compilação do autor (2020).

Figura 35. Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 1 e 2 (B)

Sendo assim, formaram-se duas nuvens de variáveis reunidas em função das inter-relações: Mn, Zn, Fe e Cu; OD, pH, turbidez e coliformes, na parte inferior do círculo de correlação em função de possuírem características químicas semelhantes. A variável temperatura apresentou sinal e vetor contrário no círculo, quando se refere ao pH e OD, indicando contraste entre si, evidenciando que sua concentração na água foi maior, com conseqüente, redução dos níveis de pH e OD na água

variável indicadora de distinção dos ambientes quando analisada em função das demais variáveis analisadas. Verifica-se que a nuvem de pontos está concentrada no centro do círculo de correlação indicando que para os fatores 3 e 4, as variáveis analisadas não distinguem com eficiência os ambientes e as variáveis, levando-se em consideração os fatores 3 e 4.

5.5. Análise Fatorial (AF) dos indicadores de qualidade de água (CONAMA 357/2005)

A análise fatorial esta resumida na (Tabela 12), bem como as cargas fatoriais oriundas da análise das variáveis obtidas por este estudo, para obter as cargas fatoriais, optou-se em utilizar o método de rotação varimax, em função deste procedimento extrair o máximo da soma das variâncias das cargas fatoriais, os autovalores e a percentagem de explicação da variância de cada fator.

Em função das particularidades intrínsecas a análise de dados com métodos multivariados, decidiu-se a quantidade de fatores tomando base o percentual de explicação da variância acumulada, sendo estes constituídos por valores superiores a 70% de explicação da pesquisa em estudo.

Verificou-se ainda que os quatro primeiros fatores contribuíram com autovalores com percentuais de explicação de 27,97, 22,77, 12,74 e 9,35%, respectivamente (Tabela 12), desse modo, explicaram 72,83% da variância total dos dados. Neste tipo de análise, o primeiro fator é o mais importante dentre os demais, sendo assim, observa-se que no fator (F1), ocorre as maiores cargas fatoriais para os atributos químicos, sendo nas variáveis Fe, Mn, CE, com valores de 0,87, 0,95, 0,93 e -0,77, respectivamente, sendo seus resultados variáveis entre os pontos de coleta, consequência do uso e ocupação da região. Ainda para o fator 1, verifica-se que a análise fatorial evidenciou uma interação entre a CE em função da presença de metais pesados presentes na água analisada.

A condutividade elétrica está relacionada com a presença de íons dissolvidos na água. Quanto maior a concentração de íons dissolvidos na água, maior é a condutividade elétrica. (Moura, 2007). Neste trabalho, a condutividade elétrica encontra-se na mesma ordem de grandeza observada por Silva Junior (2010) em amostras coletadas em 2008 na região baía de Sepetiba (RJ).

A forte correlação observada entre os metais Fe, Mn e Zn. Essas correlações fortes indicam que tais metais são provenientes de fontes similares e/ou são controlados por processos geoquímicos semelhantes. Os metais encontrados na água analisada têm como característica comum serem elementos ligados a matriz mineralógica e podem ter origem de partículas naturais provenientes de processos erosivos (Beltrame et al., 2009). Os elevados valores de Fe, Mn e Zn

podem presumir a presença de partículas como argilominerais e hidróxidos e óxidos de Fe e Mn, respectivamente, na constituição do material particulado (Balls et al., 1994).

Em pesquisas com ambientes aquáticos, o pH é um dos atributos mais importantes, pois pode influenciar a composição de espécies químicas, afetar a disponibilidade de nutrientes e a toxicidade de muitos elementos traços no ambiente (Moura, 2007).

Em função das maiores cargas fatoriais das variáveis que compõem os quatro fatores as 9 variáveis de qualidade das águas podem ser representadas por: Fator 1 – Metais pesados; Fator 2 – pH e OD; Fator 3 – Zinco e Fator 4 – Turbidez. Essas variáveis foram determinantes na diferenciação dos ambientes analisados em função da caracterização da qualidade das águas utilizadas para irrigação.

Tabela 12. Eixos fatoriais extraídos para qualidade de água e as respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada.

Indicadores de Qualidade	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
pH	-0,04	0,82	0,21	-0,05
CE	-0,77	-0,02	-0,09	0,13
P	-0,31	-0,03	0,65	0,35
T	-0,14	0,15	0,01	-0,86
Fe	0,87	0,02	-0,01	0,08
Mn	0,95	-0,06	0,14	0,05
Cu	0,93	0,01	0,02	0,07
Zn	0,17	-0,03	0,82	-0,01
OD	0,04	0,90	-0,03	-0,22
DBO	0,18	0,10	0,61	-0,26
Coli.	-0,11	0,55	-0,20	0,38
Temp.	-0,07	-0,93	0,02	0,05
Autovalores	3,36	2,73	1,53	1,12
Variância Total (%)	27,97	22,77	12,74	9,35
Variância Acumulada (%)	27,97	50,75	63,48	72,83

Nota: pH – potencial hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica; P – fósforo; T – turbidez; Fe – ferro; Mn – Manganês; Cu – cobre; Zn – Zinco; OD – oxigênio dissolvido; DBO - demanda bioquímica por oxigênio; Coli - coliformes totais; Temp. – temperatura.

Ao se analisar o segundo fator (F2), contata-se que as variáveis com maiores cargas fatoriais foram o pH, OD e a Temperatura com valores de 0,82, 0,90 e -0,93, respectivamente, já para o terceiro fator (F3), contata-se que o Zn foi a única variável que contribuiu para a formação do referido fator, com carga fatorial de 0,82, por fim o fator (F4) contata-se que o turbidez foi a única variável que contribuiu para a formação do referido fator, com carga fatorial de -0,86.

No que se refere ao F3, observa-se que este fator é responsável por explicar acumuladamente 63,48 % da variação dos dados (Tabela 12), constatando-se que a variável com maior carga fatorial foi o Zn. Observa-se, também, correlação positiva do zinco com a DBO,

podendo-se então deduzir que à medida que existe incremento no teor de zinco há tendência de aumento da concentração da DBO da água.

5.6. Análise dos indicadores de qualidade de água para irrigação

Vale destacar que todas as análises foram realizadas com base na matriz de correlação (Tabela 13) entre os atributos químicos da água, onde se verificou alto número de correlação e significativa ($P < 0,05$). Este resultado dos dados, confirmam que a Análise Fatorial (AF) em conjunto da Análise de Componente Principal (ACP) possui o poder de extrair grande quantidade de informações, sendo deste modo uma ferramenta viável e aplicável ao estudo dos atributos químicos da água.

Nesse sentido, a grande quantidade de correlações significativas confirma que em ambientes de micro bacias hidrográficas, as relações entre os elementos que constituem a água são muito próximas.

Na Tabela 13 encontra-se a matriz de correlação para os dez (10) atributos analisados, observa-se que dos 55 coeficientes de correlação, 30% do total, destacaram-se como sendo capazes de distinguir ambientes. Destes, cerca de 6% encontram-se no intervalo $0,6 \leq r < 0,9$, caracterizados, segundo Callegari-Jacques (2003), como de correlação forte, (70%) encontram-se no intervalo $0,3 \leq r < 0,6$, caracterizados como de correlação moderada.

Na matriz pode ser observado que o pH possui correlação positiva com às variáveis K^+ , Ca^{2+} , HCO_3^- e Dureza, com valores respectivos de 0,36, 0,50, 0,35 e 0,39, entre esses atributos o pH apresentou uma maior correlação com o Ca^{2+} .

A presença de carbonatos e bicarbonatos exerce grande influência na alcalinidade da água, segundo Pina (2012), existe forte relação entre o pH da água e a concentração dos bicarbonatos e dos carbonatos ($pH < 8,3$, ausência de CO_3^{2-}). Uma correlação positiva indica que estes valores possuem tendência de crescimento à medida que os elementos correlacionados aumentam sua concentração na água.

Tabela 13. Matriz de correlação entre as variáveis dos indicadores de qualidade de água para irrigação na nascente e riacho da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica em Portalegre/RN.

	pH	CE	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Cl ⁻	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	RAS	DUREZA
pH	1,00									
CE	0,05	1,00								
K	0,36	0,35	1,00							
Na	-0,01	0,10	0,37	1,00						
Ca	0,50	0,28	0,49	0,23	1,00					
Cl	0,19	0,12	0,32	0,08	0,22	1,00				
CO ₃	0,00	0,00	-0,02	-0,01	0,06	0,16	1,00			
HCO ₃	0,35	0,21	0,22	0,13	0,18	-0,40	0,01	1,00		
RAS	-0,20	0,01	0,19	0,92	0,03	-0,01	0,01	0,14	1,00	
DUREZA	0,39	0,24	0,35	-0,26	0,32	0,16	-0,08	-0,08	-0,59	1,00

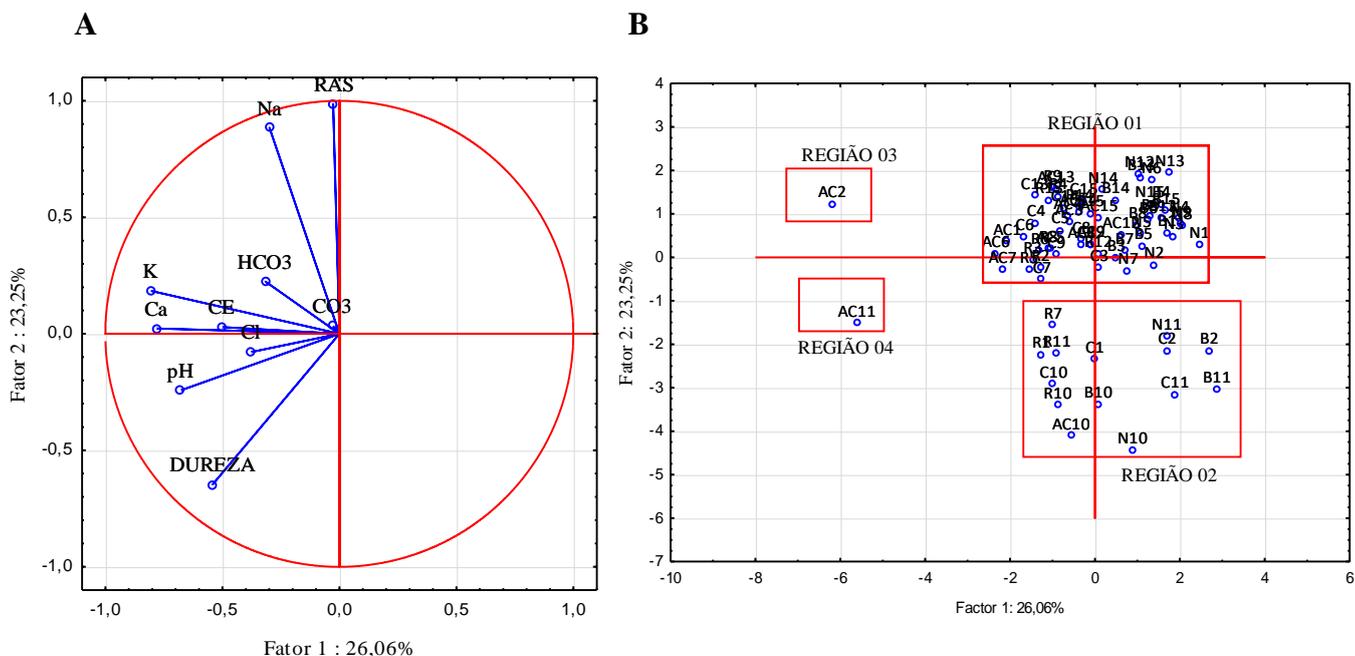
Nota: pH – potencial hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica; K⁺ – potássio; Na⁺ – sódio; Ca²⁺ – cálcio; Cl⁻ – cloreto; CO₃²⁻ – carbonato; HCO₃⁻ – bicarbonato; RAS – Razão de Adsorção de Sódio e Dureza.

A condutividade elétrica é a variável mais empregada para se avaliar o nível de salinidade, ou a concentração de sais solúveis na água utilizada para irrigação. Corresponde à medida da capacidade de uma água conduzir eletricidade e cresce proporcionalmente à medida em que a concentração de sais aumenta (Ribeiro et al., 2005). Sendo assim, a CE apresentou uma maior correlação com o atributo K⁺, mostrando que a CE é influenciada pela concentração dos íons.

Constata-se, na Tabela 13, a existência de correlações fracas como é o caso CE em função do cálcio e da dureza com valores de 0,28 e 0,24, respectivamente, apesar de serem correlações fracas, entende-se com base nos resultados encontrados que pode existir a tendência de aumento à medida que exista incremento na concentração dos elementos correlacionados na água.

Quanto à representação do plano fatorial formado por F1 e F2 (Figura 37), as variáveis que contribuíram com as maiores cargas fatoriais na discriminação das áreas em relação à qualidade da água para irrigação foram pH, K⁺ e Ca²⁺. Observando-se o deslocamento horizontal para F1, e o vertical para F2 com destaque para as variáveis de maior carga fatorial Na⁺ e RAS, avaliando-se as áreas de coleta.

Quanto aos fatores F3 e F4, a variável com maior peso fatorial para discriminação, considerando o deslocamento horizontal em relação a F3, foi o Cl⁻, HCO₃⁻ e o CO₃²⁻ respectivamente.



Fonte: Compilação do autor (2020).

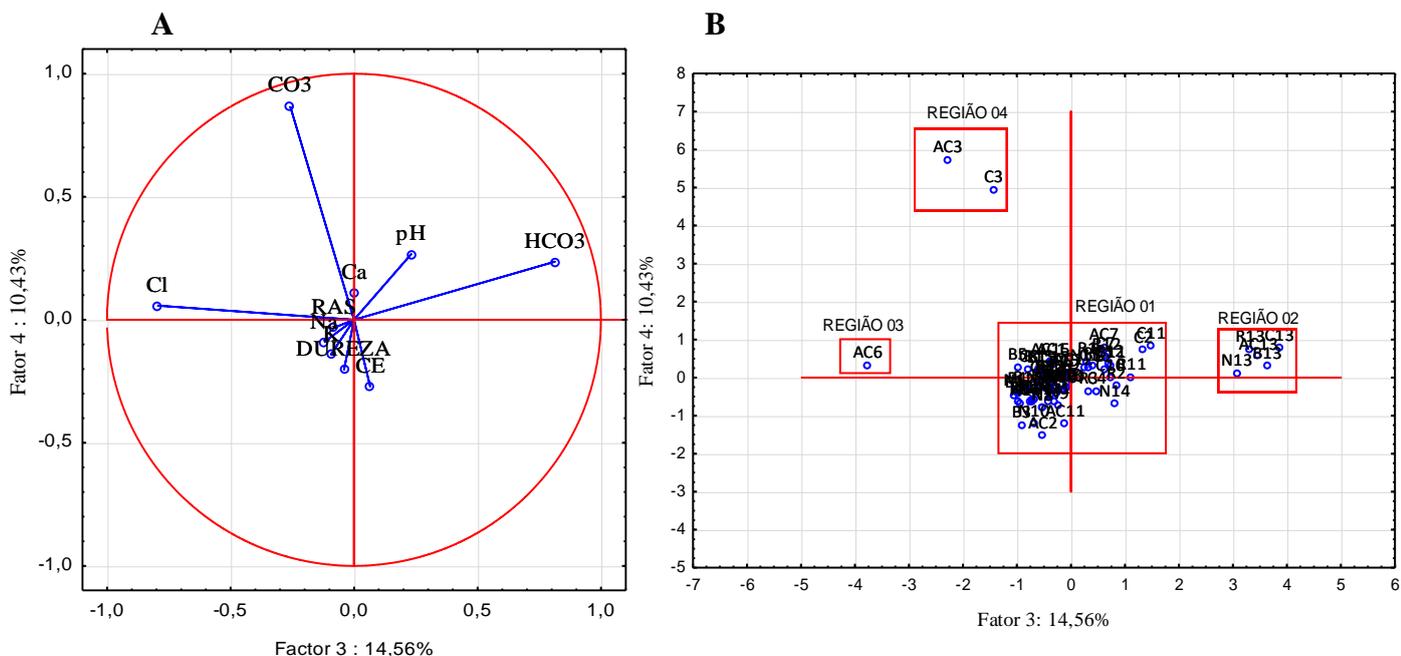
Figura 37. Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 1 e 2 (B)

Verifica-se, na Figura 37, que por estarem muito próximos os resultados, grande quantidade de pontos se concentrou no centro do círculo de correlação, porém, as variáveis RAS e o sódio destacaram-se como atributos muito importantes do ponto de vista da qualidade de água para irrigação, pois são utilizadas na classificação da qualidade da água.

De modo geral, a maior parte das áreas estudadas revelou não ser influenciada pelas variáveis analisadas, isto é evidenciado na grande nuvem de dados plotado no sentido contrário das variáveis analisadas neste estudo (Figura 37a).

Verifica-se também, na Figura 37b, que as áreas não foram influenciadas de modo a serem capazes de discriminar os ambientes de coleta, isso por que tanto as áreas ficaram plotadas no centro do plano fatorial, evidenciado a semelhança entre as áreas de estudo.

Analisando-se a Figura 38, referente aos fatores F3 e F4, constata-se que na área antes da cachoeira e na cachoeira o CO_3^{2-} foi o atributo que contribuiu com a carga fatorial para diferenciar as áreas de coleta.



Fonte: Compilação do autor (2020).

Figura 38. Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores (fator 3 e fator 4)

Os resultados da análise fatorial apresentaram quatro fatores, com autovalores superiores a um (Tabela 14). O primeiro fator apresentou uma contribuição para explicação da variância total dos atributos de 26,06%, o segundo de 23,25%, o terceiro de 14,56% e o quarto de 10,43%. Estes resultados indicam que os quatro fatores respondem por aproximadamente 74,29% da variância total dos dados. Neste tipo de análise, o primeiro fator é o mais importante dentre os demais, sendo assim, observa-se que no fator (F1), ocorre as maiores cargas fatoriais para os atributos da qualidade da água para irrigação, sendo nas variáveis pH, potássio e cálcio, com valores de 0,69, 0,80 e 0,78, respectivamente.

Estudos realizados por Palácio et al. (2011), concluíram que o emprego da AF/ACP promoveu a redução de sete características das águas superficiais do Estado do Ceará para dois componentes, que explicam 84,04% da variância total, mostrando que os parâmetros mais representativos na variabilidade da salinidade das águas foram Cl^- , CE , Na^+ e Mg^{2+} , relacionados com a solubilidade dos sais (naturais e/ou não naturais). Este trabalho corrobora com o presente estudo que apresentou acima de 70% da variância total dos dados, valor de referência para estudos ambientais.

O primeiro fator apresentou uma contribuição para explicação da variância total do conjunto amostral de 26,06%, mostrando uma alta correlação entre os atributos pH, potássio e cálcio. As variáveis com maiores cargas fatoriais, nesse fator, foram potássio (0,80) e cálcio (0,78), embora pH (0,69) também tenha apresentado forte relação com esse fator (Tabela 14).

Com relação aos atributos da qualidade da água referentes, à disponibilidade de elementos,

o pH da água tem alta correlação contudo, na grande maioria dos trabalhos (Zonta et al., 2014) encontrados na literatura se observou menor variação no espaço.

O segundo fator corresponde a 23,25% de toda a variância do conjunto amostral, mostrando uma alta correlação entre sódio e RAS. A alta correlação positiva entre o sódio (0,91) e RAS (0,99) é lógica, pois a RAS é o indicativo do risco de sodicidade da água (Palácio, 2004).

Um fator negativo do incremento do sódio especialmente quando se trata de ambientes localizados em micro bacias hidrográficas é que este elemento por possuir grande raio hidratado, promove a substituição do potássio e cálcio presentes na solução do solo, desfavorecendo os vegetais que estão inseridos nesse ambiente, este comportamento pode ser observado na menor carga fatorial do cálcio 0,78 em relação ao do potássio que é de 0,80.

Tabela 14. Eixos fatoriais extraídos para qualidade de água para irrigação e as respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada.

Indicadores de Qualidade	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4
pH	0,69	-0,25	-0,23	0,24
CE	0,51	0,06	0,00	-0,26
K ⁺	0,80	0,24	0,11	-0,08
Na ⁺	0,26	0,91	0,02	-0,04
Ca ²⁺	0,78	0,05	-0,01	0,14
Cl ⁻	0,35	0,04	0,78	0,23
CO ₃ ²⁻	-0,01	0,03	0,08	0,90
HCO ₃ ⁻	0,33	0,12	-0,86	0,09
RAS	-0,02	0,99	-0,05	0,00
DUREZA	0,57	-0,60	0,18	-0,18
Autovalores	2,61	2,32	1,46	1,04
Variância Total (%)	26,06	23,25	14,56	10,43
Variância Acumulada (%)	26,06	49,30	63,86	74,29

Nota: pH – potencial hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica; K – potássio; Na – sódio; Ca – cálcio; Cl – cloro; CO₃ – carbonato; HCO₃ – bicarbonato; RAS – Razão de Adsorção de Sódio e Dureza.

O terceiro fator é representado por 14,56% de toda a variância do conjunto amostral, mostrando uma alta correlação entre cloreto e bicarbonato, com elevadas cargas fatoriais variando de 0,78 (cloreto) a -0,86 (bicarbonato), sinais opostos são observados, indicando que a medida que uma variável aumenta a outra tende a diminuir (Tabela 14). O quarto fator contribui com 10,45% de toda a variância do conjunto amostral, mostrando uma alta correlação com o carbonato (0,90).

Em função das maiores cargas fatoriais das variáveis que compõem os quatro fatores as 9 variáveis de qualidade das águas podem ser representadas por: Fator 1 – pH + Íons; Fator 2 – dispersão das argilas; Fator 3 – cloreto e bicarbonato e Fator 4 – carbonato. Essas variáveis são determinantes na caracterização da qualidade das águas utilizadas para irrigação.

6. CONCLUSÕES

A qualidade da água da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica sofre impactos negativos pelo o uso e ocupação do solo no entorno da nascente e ao longo do Riacho da Bica, bem como foi influenciada pela hidrogeologia natural da região.

Os atributos da qualidade da água variaram, ao longo do tempo e no espaço, sendo sensíveis a variação da precipitação e vazão, fazendo com que alguns atributos sofressem modificações nas suas concentrações.

A variabilidade da quantidade da água foi influenciada, diretamente, pelos índices pluviométricos da região, ou seja, a vazão aumentou nos períodos de chuva, enquanto nos períodos de estiagem tem-se os menores valores de vazão.

A falta de saneamento básico, uso do portal turístico da Bica e da Cachoeira do Pinga pela população e turistas para banho e atividades de lazer, causam impactos negativos na qualidade da água da microbacia, sendo evidenciado pela presença de coliformes e fósforo total acima do permitido pela legislação.

As concentrações de fósforo encontradas em todas as campanhas de coleta foram acima do limite permitido pela resolução CONAMA 357/2005, sendo explicado pelo carreamento desse elemento na água da chuva oriundo de efluentes domésticos, adubos e fertilizantes utilizados na produção agrícola (impacto ambiental antrópico) e material de origem (rochas sedimentares – impacto ambiental natural).

A água da microbacia hidrográfica do Riacho da Bica foi classificada para fins de irrigação como médio risco de salinidade e de sodicidade (C_2S_2) no período chuvoso, na estação seca foi de baixo risco de salinidade e de alto risco de sodicidade (C_1S_3).

A estatística multivariada conseguiu explicar as correlações entre os atributos da qualidade da água estudados. A Análise Fatorial (AF) em conjunto com a Análise de Componente Principal (ACP) extraiu grande quantidade de informações, sendo deste modo uma ferramenta viável e aplicável ao estudo da qualidade da água da microbacia do Riacho da Bica.

A aplicação da estatística multivariada, gerou através da ACP/AF, quatro componentes principais através dos quais foi possível identificar os principais atributos que explicam a variabilidade da qualidade de água na microbacia.

Os metais Fe, Mn e Cu e a condutividade elétrica são os atributos que mais explicaram a qualidade da água dentro da microbacia estudada no fator 01, para o fator 02 se destacaram os atributos pH, oxigênio dissolvido e temperatura.

O pH, potássio e cálcio foram os atributos que mais explicam a qualidade da água para irrigação para o fator 01, para o fator 02 os atributos sódio e RAS.

Os principais atributos a serem estudados em estudos futuros nessa microbacia são: CE, Fe, Mn, Cu, pH, OD, Temperatura, K, Ca, Na e RAS. Ocorrendo uma redução no número de atributos a serem analisados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abera, S.; Zeyinudin, A.; Kebede, B.; Deribew, A.; Ali, S.; Zemene, E. Bacteriological analysis of drinking water sources. *African Journal of Microbiology Research*, v. 5, n. 18, p. 2638-2641. 2011.
- Abreu, C. H. M; Cunha, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 1, p. 45-56, 2017.
- Almeida, E. P. C.; Santos, H. G.; Zaroni, M. J. Agência Embrapa de Informação Tecnológica-AGEITEC. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000g05ip3qr02wx5ok0q43a0r3t5vjo4.html>. Acesso em: 08 Jan. 2020.
- Almeida, O. A. de. Qualidade da água de irrigação. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 234 p.
- Alvarenga, L. A. et al. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul - São Paulo, após ações de preservação ambiental. *Revista Ambiente & Água*, v. 7, n. 3, p. 228-240, 2012.
- Álvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Moraes Gonçalves, J. L.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, p.711-728, 2013.
- Alves, K. de F. Avaliação de incerteza dos fatores de caracterização regionalizados para escassez hídrica no semiárido brasileiro. Curitiba: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2019. p. 231. Dissertação de Mestrado.
- Agência Nacional de Águas - ANA. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. -- Brasília: ANA, 2013.
- Agência Nacional de Águas - ANA. ODS 6 no Brasil: Visão da ANA sobre os indicadores. Brasília: ANA, 2016.
- Agência Nacional de Águas - ANA. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017 - relatório pleno. ANA, 2017.
- Agência Nacional de Águas - ANA. Indicadores de Qualidade da Água (IQA). Brasília: ANA, 2019a.
- Agência Nacional de Águas (Brasil). Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil /Agência Nacional de Águas. - Brasília: ANA, 2019b.
- Agência Nacional de Águas (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual: versão atualizada / Agência Nacional de Águas. -- Brasília: ANA, 2019c.
- Água Azul – Programa. Rede compartilhada de monitoramento da qualidade da água. Relatório técnico monitoramento da qualidade das águas subterrâneas segunda campanha – 2016.

- Ako, AA, Shimada, J., Hosono, T. *et ai*. Qualidade e usabilidade da água de nascente na área do Monte Camarões, revelada pela hidrogeoquímica. *Environ Geochem Health* **34**, 615-639, 2012.
- Al-Mutairi, N.; Abahussain, A.; El-Battay, A. Spatial and temporal characterizations of water quality in Kuwait Bay. *Marine Pollution Bulletin*, v. 83, n. 1, p. 127-131. 2014.
- Amorim, J. R. A. de; Resende, R. S.; Holanda, J. S. de; Fernandes, P. D. Qualidade da água na agricultura irrigada. In: Albuquerque, P. E. P. de; Durães, F. O. M. (ed.). *Uso e manejo de irrigação*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. cap.6, p.255-316.
- Andrade Júnior, A. S. de; Silva, E. F. F.; Bastos, E. A.; Melo, F. B.; Leal, C.M. Uso e qualidade da água subterrânea para irrigação no Semi-Árido piauiense. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, n.4, p.873-880, 2006.
- Andrade, E. M. de; Araújo, L. de F. P.; Rosa, M. de F.; Disney, W.; Alves, A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. *Engenharia Agrícola*, v.27, p.683-690, 2007.
- Andrade, L. R. dos S. Avaliação da qualidade das águas superficiais e seu reuso na irrigação de áreas verdes do campus sede da Universidade Federal de Campina Grande-PB. UFCG, 2017. 66 p. Dissertação Mestrado.
- Aprile, F. M.; Farias, V. P. Avaliação da qualidade da água da bacia do Rio Goiana, Pernambuco – Brasil. *Bioikos*, v.15, p.109-114, 2001.
- Arcova, F.C.S.; Cesar, S.F.; Cicco, V. Qualidade da água em microbacias recobertas por floresta de Mata Atlântica, Cunha, São Paulo. *Revista do Instituto Florestal de São Paulo*, São Paulo, v.10, n.2, p.185-96, 1998.
- Arruda, N. M. B; Knopik, J.; Sottomaior, F. H. Avaliação da qualidade da água do Rio Tibagi antes da formação do reservatório da UHE Mauá, por meio de análise fatorial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 6, p. 1075-1083, 2017.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.
- Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. (Tradução).
- Ayers, R. S.; Westcot, D. W. Water quality for agriculture. 3rd. ed. Rome: FAO, 1994. 174p. FAO. Irrigation and Drainage Paper, 29.
- Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29).
- Badillo-Camacho, J.; Reynaga-Delgado, E.; Barcelo-Quintal, I.; Valle, P. F. Z. del; López-Chuken, U. J.; Orozco-Guareño, E.; Bobadilla, J. I. A.; Gomez-Salazar, S. Water quality assessment of a Tropical Mexican lake using multivariate statistical techniques. *Journal of Environmental Protection*, [s.l.], v. 06, n. 03, p.215-224, mar. 2015. Scientific Research Publishing, Inc. 2015.

- Baker, T.J.; Miller, S.N. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *Journal of Hydrology*, v. 486, p. 100-111. 2013.
- Balls, P. W.; Laslett, R. E.; Price, N. B. Nutrient and trace metal distributions over a complete semi-diurnal tidal cycle in the forth estuary, Scotland. *Netherlands Journal of Sea Research*, v. 33, n. 1, p. 1-17, 1994. Elsevier.
- Barakat, A.; Meddah, R.; Afdali, M.; Touhami, F. Avaliação físico-química e microbiana da qualidade da água de nascente para abastecimento de água no Piemonte do Atlas Béni-Mellal (Marrocos). *Revista Física e Química da Terra, Partes A / B / C*, 2018.
- Baracuhy, J. G. de V.; Técnicas agrícolas para contenção de solo e água. Campina Grande: FUNASA, 2007. 43p. Folheto e DVD.
- Basso, E.R.; Carvalho, S.L. (2007) Avaliação da qualidade da água em duas represas e uma lagoa no município de Ilha Solteira-SP. *Holos Environment*, v. 7, n. 1, p. 16-29.
- Benites, L. M.; Doncato, K. B.; Minho, T. dos S.; Perazzo, G. X. Avaliação do potencial mutagênico de cobre da água do rio Uruguai. *Revista Ciência e Natura do Centro de Ciências Naturais e Exatas - UFSM*, v. 36 n. p.107-113, 2014.
- Bernardo, S.; Soares, A. A.; Mantovani, E. C. Manual de irrigação. 8. ed. Viçosa: UFV, 2006. 545 p.
- Bertossi, A.P.A.; Cecílio, R.A.; Neves, M.A.; Garcia, G.O. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas do solo no Sul do Espírito Santo. *Revista Árvore*, v. 37, n. 1, p. 107-117. 2013.
- Bilgin, A.; Konanç, M. U. Evaluation of surface water quality and heavy metal pollution of Coruh River Basin (Turkey) by multivariate statistical methods. *Environmental Earth Sciences*, [s.l.], v. 75, n. 12, p.1029-1047. Springer Nature. 2016.
- Bortoletto, E. C.; Silva, H. A.; Bonifácio, C. M.; Tavares, C. R. G. Water quality monitoring of the Pirapó River watershed, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 75, n. 4, p. 148-157, 2015.
- Behera B. C.; Mishra R. R.; Patra J. K.; Dutta S. K.; Thatoi, H. N. Physico chemical properties of water sample collected from Mangrove Ecosystem of Mahanadi river delta, Odisha, India. *American Journal of Marine Science*, v. 2, n. 1, p. 19-24, 2014.
- Beltrame, M. O.; Marco, S. G. DE; Marcovecchio, J. E. Dissolved and particulate heavy metals distribution in coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 85, n. 1, p. 45-56, 2009.
- Betarelli Júnior, A. A. Análise Multivariada: Análise Fatorial. 2016. Disponível em:< http://www.ufjf.br/lates/files/2016/12/Conte%C3%BAdo-3-%E2%80%93-A_An%C3%A1lise-Fatorial-AF.pdf>. Acesso em: 30 jan. 2020.
- Bomfim, E. O.; Gadelha, C. L. M.; Filgueira, H. J. A.; Amorim, J. F.; Amorim, D. da S. Sustentabilidade hidroambiental de nascentes na bacia do rio Gramame no Estado da Paraíba, Brasil. *Sociedade & Natureza, Uberlândia*, v. 27, n. 3, p. 453-468, 2015.

- Bodrud-Doza, M. D.; Islam, A. T.; Ahmed, F.; Das, S.; Saha, N.; Rahman, M. S. Characterization of groundwater quality using water evaluation indices, multivariate statistics and geostatistics in central Bangladesh. *Water Science*, [s.l.], v. 30, n. 1, p.19-40, abr. 2016. Elsevier BV.
- Braga, F. P. Validação de desempenho de uma estação de tratamento de água do Município de Juiz de fora – MG. 70 f. 2014. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, 2014.
- Brandini, N., Rodrigues, A. P. C., Abreu, I. M., Cotovicz Junior, L. C., Knoppers, B. A., Machado, W. Nutrient behavior in a highly-eutrophicated tropical estuarine system. *Acta Limnologica Brasiliensia* [online] 28, 2016.
- BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf. Acesso em 28 Jan. 2020.
- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Nova delimitação do semi-árido brasileiro. Brasília, 2005.
- BRASIL. Manual prático de análise de água. 2. ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.
- BRASIL. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Código Florestal Brasileiro. 2012.
- BRASIL. Portaria nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2011.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília: FUNASA, 2014. 112 p.
- BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento. Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima. Modelagem climática e vulnerabilidades Setoriais à mudança do clima no Brasil / Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, 2016.
- BRASIL. 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, 2019. 180 p.: il.
- BRASIL - Ministério do Meio Ambiente - MMA. Biomas: Caatinga. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/caatinga>>. Acesso em: 06 Jan. 2020.
- Brown, G.W. Forestry and water quality. 2nd ed. Oregon: [s.n.], 1988. 142 p.
- Bu, Q., Wang, D., Wang, Z., Gu, J. Identification and ranking of the risky organic contaminants in the source water of the Danjiangkou reservoir. *Front. Env. Sci. Eng.* 8, 42 e 53, 2014

- Bukata, R.P.; Jerome, J.H.; Kondratyev, K.Y.; Pozdnyakov, D.V. (1995) Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters. Burlington: Environment Canada, Aquatic Ecosystem Conservation Branch, National Water Research Institute. 362 p.
- Cabral, J. H. A.; Silva, P. F.; Matos, R. M.; Bonou, S. I.; Santos, B.D. B.; Lima, V. L. A.; Dantas Neto, J. Estatística multivariada na qualidade da água residuária utilizadas na irrigação na região semiárida brasileira. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v.10, n.4, p.121-133, 2019.
- Callegari-Jacques, S. M. Bioestatística: princípios e aplicações. Porto Alegre: Artemed, 2003. 255p.
- Campos, J. H. B. C.; Silva, V. de P. R.; Azevedo, P. V. de; Borges, C. J. R.; Soares, J. M.; Moura, M. S. B. Evapotranspiração e produtividade da mangueira sob diferentes tratamentos de irrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 150-156, 2008.
- Carvalho, A. R.; Schlittler, F. H. M.; Tornisielo, V. L. Relação da atividade agropecuária com parâmetros físico-químicos da água. *Química Nova*, São Paulo, v. 23, n. 5, 2000.
- Casali, C. A. Qualidade da água para consumo humano ofertada em escolas e comunidades rurais da região central do rio Grande do Sul. Santa Maria/RS: Universidade Federal de Santa Maria, 2008, 173p. Dissertação de Mestrado.
- Cecconello, S. T.; Centeno, L. N.; Guedes, H. A. S. Índice de qualidade de água modificado pela análise multivariada: estudo de caso do Arroio Pelotas, RS, Brasil. *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*.v.23 n.5. 2018
- Cembranel, A. S.; Teles, T. J.; Bravo, C. E. C.; Tonial, I. B. Qualidade ambiental de nascente em área urbana. *Revista Tecnologia e Ambiente*, v. 25, Criciúma, Santa Catarina/SC, 2019.
- Centeno, L. N. Proposta metodológica para a construção de índices de qualidade da água na bacia hidrográfica Piratini-São Gonçalo-Mangueira, RS. Pelotas: UFPEL, 2017. 190p. Dissertação Mestrado.
- Centeno, L. N; Cecconello, S. T.; Guedes, H. A. S.; Leandro, D. Utilização da estatística multivariada como ferramenta para identificação das possíveis fontes de poluição do Arroio Lavras do Sul/RS, Brasil. *Revista: TECNO-LÓGICA*, Santa Cruz do Sul, v.21, n. 7, p. 24-29. 2017.
- Chevallier, P. Aquisição e processamentos de dados. In: Tucci, C. E. M. *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2001. p. 483-525.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Variáveis de qualidade de água –CETESB. São Paulo, 2009. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 03 JAN. 2020.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. Guia de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p.

- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. Qualidade das águas subterrâneas no estado de São Paulo 2016-2018. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2019. 291 p.
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução de nº 20 de 18/06/1986. Resolução do CONAMA – 1984/86. Brasília: SEMA, 92p., p. 72-79.
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução de nº 274 de 29/11/2000. Resolução do CONAMA –. Brasília: SEMA, 92p., p. 72-79.
- Constantinov, G. N. Novos paradigmas dos créditos ambientais. In: Farias, T.; Coutinho, F. S. da N (Coord.). Direito Ambiental: o meio ambiente na contemporaneidade. Belo Horizonte: Forum, 2010.
- Cordeiro, E. de A.; Vieira, G. H. S.; Mantovani, E. C. Principais causas de obstrução de gotejadores e possíveis soluções. Viçosa – MG: Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais/UFV, DEA, 2003. 41 p. (Engenharia Agrícola. Boletim Técnico; 6).
- Corrar, L. J; Paulo, E.; Dias Filho, J. M. Análise multivariada para os cursos de administração, ciências contábeis e economia. ed. 5 – Reimpressão. São Paulo: Atlas, 2014. 344 p.
- Correia, L. J. H., Fernandes, A. J. D., Martins Lúcio, M. M. L., Tomaz, K. K. O., Honorato, M. B., Carneiro, E. N. Monitoramento da qualidade físico-química da água do estuário do Rio Paraíba – Cabedelo, PB. Revista Principia, v 27, 47-54, 2015.
- Costa, K. A. da. Avaliação da qualidade da água do Rio Verde, Ponta Grossa, PR, através de análise multivariada e aplicação de índices de qualidade. Ponta Grossa: UEPG 2018. 90 p. Dissertação de Mestrado.
- CPRM. Serviço Geológico do Brasil. Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea: Diagnóstico do Município de Portalegre, RN. In: Mascarenhas (Org.). Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.
- Da Silva, D. F.; Galvêncio, J. D.; Almeida, H. R. R de C. Variabilidade da Qualidade de Água na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e Atividades Antrópicas Relacionadas. Qualit@ Revista Eletrônica ISSN 1677 4280. 2010.
- De Jesus, J. B.; Oliveira, L. S.; Gama, D. C. Composição florística e caracterização do estado de conservação de nascentes no centro-leste da bacia hidrográfica do Rio Itapicuru, semiárido da Bahia. Floresta, v. 48, n. 2, p. 245-254, 2018.
- Di Bernardo, L.; Dantas, A. D. B. Métodos e técnicas de tratamento de água. 2ª ed. São Carlos: RiMa, 2005.
- Douglas, J.E.; Swank, W.T. Effects of management practices on water quality and quantity: Coweeta Hydrologic Laboratory, North Caroline. In: MUNICIPAL WATERSHED MANAGEMENT SYMPOSIUM, 13, Carolina da Norte. Anais... Carolina do Norte: USDA Forest Service, p.1-13, 1975.
- 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 - Seção Estudos de Caso e Notas Técnicas, v. 32, 2018.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. UEP Recife, 2006. Disponível em/; (www.uep.cnps.embrapa.br/solos/index.html).

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e Abastecimento. 2013. 230 p.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte, Monitoramento Pluviométrico Anual do Município de Portalegre e Viçosa (2005 – 2018). Natal: EMPARN, 2020. Disponível em: <<http://189.124.135.176/monitoramento/monitoramentoboletim.php>>. Acessado em 06/01/2020.

Esteves, F. A. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. Statistics Division. http://faostat3.fao.org/browse/R/*/E, Accessed date: 08 May de 2020.

Feitosa, F. A. C.; Filho, J. M.; Feitosa, E. C.; Demétrio, J. G. A. Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações. 3 ed. rev. ampl. – Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. 812 p.

Felippe, M. F.; Magalhães JR., A. P. M. Impactos ambientais macroscópicos e qualidade das águas em nascentes de parques municipais em Belo Horizonte, MG. Geografias, v. 8, n. 2, p. 8–23, 2012.

Ferreira, Daniel Furtado. Estatística multivariada. 2. ed. Lavras: UFLA, 2010. 662 p.

Figueiredo, S. B. Avaliação da qualidade da água da Sub-bacia do Rio Cuiabá-MT aplicando Análise Multivariada. 2012. 140 f. Tese (Mestrado em Recursos Hídricos). Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

Fiorucci, A. R.; Benedetti Filho, E. A importância do oxigênio dissolvido em ambientes aquáticos. Química Nova na Escola, n. 22, 2005.

Frančičković-Bilinski S.; Cuculić V.; Bilinski H.; Häusler H.; Stadler Ph. Geochemical and stable isotopic variability within two rivers rising under the same mountain, but belonging to two distant watersheds. Chemie der Erde-Geochemistry, v. 73, p. 293-308, 2013.

Frenkel, H. Reassessment of water quality criteria for irrigation. In: Shainberg, I.; Shalhevet, J. Soil salinity under irrigation. Berlin: Springer-Verlag, 1984. p.143-172.

Frintzons, E.; Hind, E. C.; Mantovani, L. E.; Rizzi, N. E. As alterações da qualidade da água do Rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.8, p.239- 248, 2003.

Funes Pinter, I., Salomon, M.V., Gil, R., Mastrantonio, L., Bottini, R., Piccoli, P. Arsenic and trace elements in soil, water, grapevine and onion in J_achal, Argentina. Sci. Total Environ. 615, 1485 e 1498, 2018.

- Fuzinato, C. F. Avaliação da qualidade da água de rios localizados na ilha de Santa Catarina utilizando parâmetros toxicológicos e o índice de qualidade de água. Florianópolis: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Santa Catarina. 2009.
- Gómez, D. M. A.; Tovar, A. A. M.; Botero, F. M. T.; Suárez, D de J. G.; Serna, L. F. C. Estudio del modelamiento de la calidad del agua del río Sinú, Colombia. Revista de Ingenierías: Universidad de Medellín, v. 12, n. 22, p. 33–44, 2013.
- Gomes, V. S. P. S. Análise estatística multivariada aplicada a dados hidrogeológicos. Campo Grande, Lisboa: UFCL. 2013. 129f. Dissertação (Mestrado em Estatística). Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências.
- Gomes, A. I; Pires, J. C. M.; Figueiredo, S. A.; Boaventura, R. A. R. Optimization of river water quality surveys by multivariate analysis of physicochemical, bacteriological and ecotoxicological data. Water Resources Management, v. 28, n. 5, p. 1345–1361, 2014.
- Gomes, E. C. F.; de Jesus, E. N.; de Oliveira, N. N.; Júnior, L. G.; dos Santos Cabral, F. G.; Resende, M. S. R. A nova legislação ambiental brasileira e seus efeitos sobre a reestruturação de nascentes e remanescentes florestais. Pesquisa Florestal Brasileira, v. 38, n.1, p. 1-10, 2018.
- Gomes, M. da C. R.; Mendonça, L. A. R.; Lima, M. G. de S.; Araújo, A. O. Similaridade de atributos físico-químicos com uso de análise multivariada aplicada à gestão qualitativa de águas subterrâneas. Revista: Geociências. São Paulo, UNESP. v. 36, n. 2, p. 325 – 337, 2017.
- 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. São Paulo, UNESP. v. 38, n. 1, p. 195 – 205, 2019.
- Gonçalves, D. R. P. e Rocha, C. H. Indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. Revista de pesquisa agropecuária brasileira, v.51, n.9, p.1172-1183, 2016.
- Girão, E. G.; Andrade, E. M.; Rosa, M. de F. Araújo, L. de F. P.; Meireles, A. C. M. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise de componente principal. Revista Ciência Agronômica, v.38, p.17-24, 2007.
- Guedes, Hugo A. S; Silva, D. D. da; Elesbon, A. A. A.; Ribeiro, C. B. M.; Matos, A. T. de; Soares, J. H. P. Aplicação da Análise Estatística Multivariada no Estudo da Qualidade da Água do Rio Pomba, MG. 2012. 6 folhas. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.16, n.5, p.558–563, 2012.
- Gheyi, H. R.; Dias, N. da S.; Lacerda, C. F. de; Gomes Filho, E. (ed.) Manejo da salinidade na agricultura: Estudos básicos e aplicados. Fortaleza - CE, 2016.
- Hair Jr., J. F.; Black, W. C.; Babin, B. J.; Anderson, R. E.; Tatham, R. L. Análise multivariada de dados. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 688 p.
- Hammer, M. J., Sistemas de Abastecimento de Água e Esgotos. Livros Técnicos e Científicos, Editora SA, SP, 1979, 561p.

- Heinz, B., Birk, S., Liedl, R. et al. Deterioração da qualidade da água em uma nascente cárstica (Gallusquelle, Alemanha) devido ao transbordamento combinado de esgoto: evidência de contaminação bacteriana e por micropoluentes. *Environ Geol* 57, p.797–808, 2009.
- Hou, J., Liang, Q., Zhang, H., Hinkelmann, R. An efficient unstructured MUSCL scheme for solving shallow water equations. *Environ. Model. Softw.* 66, 131–152, 2015.
- Hunsaker, C. T.; Jackson, B. L.; Simcock, A. Regional assessment for watershed management in the Mid-Atlantic states. In: Reimold, R. D. (ed.): *Watershed management: Practice, policy and coordination*. New York: McGraw-Hill, 1998. p.11-34.
- Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Ambiente do Rio Grande do Norte- IDEMA. Perfil do município de Portalegre, 2008. Disponível em: <http://www.idema.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/idema/socio_economicos/arquivos/Perfil%202008/Martins.pdf>. Acesso em: 06 jan. 2020.
- Jarbas, T.; SÁ, I. B.; Petrere, V. G.; Taura; T. A. Agencia Embrapa de Informação Tecnológica - AGEITEC. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/bioma_caatinga/arvore/CONT000g5twggzh02wx5ok01edq5scvvo0oy.html>. Acesso em: 06 Jan. 2020.
- Karakaya, N., Karakaya, M.C. Toxic element contamination in waters from the massive sulfide deposits and wastes around Giresun, Turkey. *Turk. J. Earth Sci.* 23, 113 e 128, 2014.
- Kemerich, P. D. C.; Borba, W. F.; Silva, R. F.; Barros, G.; Gerhardt, A. E.; Flores, C. E. B. Valores anômalos de metais pesados em solo de cemitério. *Revista Ambiente & Água*, v. 7 n. 1, p. 140-156, 2012.
- Kobiyma, M.; Mota, A. A.; Corseuil, C. W. Recursos hídricos e saneamento. Curitiba: Organic Trading, p. 180. 2008.
- Kostic, A.Z., Pantelic, N.D., Kaluderovic, L.M., Jonas, J.P., Dojcinovic, B.P., Popovic-Djordjevic, J.B. Physicochemical properties of waters in southern Banat (Serbia); potential leaching of some trace elements from ground and human health risk. *Water Qual. Expo. Health* 8, 227 e 238, 2016.
- Kumar, M., Ramanatahn, A.L., Tripathi, R., Farswan, S., Kumar, D., Bhattacharya, P. A study of trace element contamination using multivariate statistical techniques and health risk assessment in groundwater of Chhaprola Industrial Area, Gautam Buddha Nagar, Uttar Pradesh, India. *Chemosphere* 166, 135 e 145, 2017.
- Landim, P. M. B. Análise estatística de dados geológicos multivariados. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 209 p.
- Libânio, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas: Átomo, 2010. 494 p.
- Likens, G.E; Bormann, F.H.; Johnson, N.M.; Pierce, R.S. The calcium, magnesium, potassium and sodium budgets for a small-forested ecosystem. *Ecology*, Durham, n.48, v.5, p.722-785, 1967.

- Lopes, F. B.; Andrade, E. M. de; Meireles, A. C. M.; Becker, H.; Batista, A. A. Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v. 18, n. 4, p. 437-445, 2014.
- Lopes, S. M. F. Influência do uso da terra na qualidade da água em bacias hidrográficas com usos distintos, em Jataí-GO e Canapolis-MG. Goiânia: Universidade Federal de Goiás – UFG, 2016. p. 226. Tese de Doutorado.
- Lucas, A. A. T.; Moura, A. S. A; Netto, A de O. A; Facciol, G. G; Sousa, I. F. Qualidade da água no riacho Jacaré, Sergipe e Brasil usada para irrigação. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 8, n. 2, p. 98-105, 2014.
- Machado, L. C.; Selva, V. S. F.; Santos, S. M. Proposta metodológica interdisciplinar como ferramenta para o potencial de conservação de nascentes. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, v. 3, n.1, p. 23, 2018.
- Maia Neto, R.F. Água para o Desenvolvimento Sustentável. *A Água em Revista*, Belo Horizonte, n.9, p.21-32, 1997.
- Maia, K. do P. Otimização do índice de qualidade da água por meio de análise estatística multivariada. 2014. 96 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2014.
- Maia, K. P.; Silva, G. A. da; Libânio, M. Aplicação de análise multivariada no estudo da frequência de amostragem e do número de estações de monitoramento de qualidade da água. *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*. v.24 n.5. 2019.
- Magalhães, P. C. O custo da água gratuita. In: *Ciência Hoje*, v. 36, nº 211, 2004, p.45 49.
- Manoel, L.O.; Carvalho, S.L. Qualidade do recurso hídrico de duas nascentes na microbacia do Córrego Caçula no Município de Ilha Solteira - SP. *Revista Científica ANAP Brasil*, v. 6, n. 7, p. 151-166. 2013.
- Manoel, L. O. Avaliação e monitoramento da qualidade da água na microbacia do Córrego Caçula no município de Ilha Solteira – SP. São Paulo Universidade Estadual Paulista, 2013. 167 p. Dissertação de Mestrado.
- Mantovani, E. C.; Bernardo, S.; Palartti, L. F. Irrigação: princípios e métodos. Viçosa: UFV, 2006. 328 p.
- Margalef, R. *Limnologia*. Barcelona, Omega, 1983. 1.010 p.
- Martins, R. O.; Brait, C. H. H.; Santos, F. F. dos. Avaliação do teor de metais pesados e de parâmetros físico-químicos da água e sedimento do lago bonsucesso, Jataí – GO. *Revista eletrônica do curso de Geografia*. Jataí-GO. n 29. 2017.
- Masters, N.; Wiegand, A.; Ahmed, W. ; Katouli, M. Escherichia coli virulence genes profile of surface waters as an indicator of water quality. *Water Research*, v. 45, n. 19, p. 6321–6333, 2011.

- Matic, N.; Miklavcic, I.; Maldini, K.; Damir, T.; Cuculic, V.; Cardellini, C. Geochemical and isotopic characteristics of karstic springs in coastal mountains (Southern Croatia). *Journal of Geochemical Exploration*, n. 132, p. 90–110, 2013.
- Medeiros, S. R. M. Análise da viabilidade socioambiental para a criação de uma unidade de conservação na microbacia da mata da bica, Portalegre (RN). 2015. 147 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais). Universidade do Estado do Rio Grande do Norte. Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais.
- Medeiros, G. A.; Tresmondi, A. C. C. de L.; Queiroz, B. P. V. de; Fengler, F. H.; Rosa, A. H.; Fialho, M. J.; 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.259–276, 2017.
- Medeiros, W. M. V.; Silva, C. E. da; Lins, R. P. M. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, vol. 13 n. 2, e2054 - Taubaté 2018.
- Meireles, A. C. M. Dinâmica qualitativa das águas superficiais da bacia do Acaraú e uma proposta de classificação para fins de irrigação. Fortaleza: UFC, 2007. 180p. Tese Doutorado.
- Mendes, J. S.; Chaves, L. H. G.; Chaves, I. B. Qualidade de água para consumo humano em comunidades rurais do município de Congo (PB). *Revista Ciência Agronômica*, v. 39, n. 2, p. 333-342, 2008.
- Menezes, M.R.F. Estudos Sedimentológicos e o Contexto Estrutural da Formação Serra do Martins, nos Platôs de Portalegre, Martins e Santana/RN. Natal: UFRN, 1999. 197p. Dissertação de mestrado.
- Menezes, M. D.; Junqueira Júnior, J. A.; Mello, C. R.; Silva, A. M.; Curi, N. E Marques, J. J. Dinâmica hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físico-hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha – Serra da Mantiqueira (MG). *Revista Scientia Agrícola*, Piracicaba, v. 37, n. 82, p. 175-184, jun. 2009.
- Meng, Q., Zhang, J., Zhang, Z., Wu, T. Geochemistry of dissolved trace elements and heavy metals in the Dan River Drainage (China): distribution, sources, and water quality assessment. *Environ. Sci. Pollut. Control Ser.* 23, 8091 e 8103, 2016.
- MICROSOFT. Microsoft Office Excel 2013. [S.I.]: Microsoft Inc, 2019.
- Mingoti, S. A. Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada. 2. ed. Minas Gerais: UFMG, 2013. 297 p.
- Moraes, P.B. (2008) Tratamento Biológico de Efluentes Líquidos/ Tratamento Físico-Químico de Efluentes Líquidos. Curso Superior de Tecnologia em Saneamento Ambiental, CESET/UNICAMP, Campinas. Nota de Aula.
- Modarres, R.; Silva, V. de P. R. da. Rainfall trends in arid and semi-arid regions of Iran. *Journal of Arid Environments*, Roxby Downs, v. 70, n. 2, p. 344-355, 2007.

- Mostafaei, A. (2014). "Application of multivariate statistical methods and water-quality index to evaluation of water quality in the Kashkan River". *Environmental Management* (53), pp. 865-881.
- Muller, A. C. *Introdução à Ciência Ambiental*. Curitiba – PUC – PR, uso didático. 2008. 98p.
- Muniz, D. H. de F.; Filho, E. C. O.; Rangel, L. P. ; Malaquias, J. V. Uso de técnicas estatísticas multivariadas na avaliação da qualidade da água de corpos hídricos do distrito federal. In: *XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (ISSN 2318-0358)*. Foz de Iguaçu. 24 a 28 de novembro de 2019.
- Moura, E. M. Mapeamento do halo de dispersão formado por efluentes industriais lançados na Baía do Guajará no trecho compreendido entre o bairro de Val-de-Cães e o distrito de Icoaraci. Belém do Pará: UFPA, 2007. 80p. Dissertação de Mestrado.
- Nascimento, D. R.; Ribeiro, J. H. C.; da Fonseca, C. R.; Almeida, V. C.; Carvalho, F. A. Estrutura e diversidade da regeneração florestal na nascente do Córrego São Pedro, Juiz de Fora, MG. *Revista Agrogeoambiental*, v. 7, n. 4, p. 59-69, 2015.
- Neres, S. C. T. Nascentes da região serrana de Martins e Portalegre, Rio Grande do Norte: aspectos hidrodinâmicos e macroscópicos como subsídio à conservação. Universidade do Estado do Rio Grande do Norte. Programa de Pós Graduação em Ciências Naturais. 2014. p.169. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais).
- Neves, M. A.; Macedo, L. C. B.; Fonseca, L. C.; Alves, J. do P. H. Qualidade da água do reservatório Jaime Umbelino – Barragem do Poxim/Sergipe. In: Congresso Internacional RESAG: Gestão de Água e Monitoramento Ambiental, 2., 2015, Sergipe... Anais: Aracajú: RESAG, 2015. p. 1-11.
- Oliveira Júnior, R. Modelagem espacial dos atributos do solo sob diferentes ocupações em uma microbacia perene de vertente do semiárido. 2016. 102 p. Dissertação 80 (Mestrado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró, 2016.
- Oliveira, M. S. de; Bearzoti, E.; Vilas Boas, F. L.; Nogueira, D. A.; Nicolau, L. A. *Introdução a Estatística*. Lavras: Editora UFLA, 2009. 334p.
- Oliveira, C N. de; Campos, V. P.; Medeiros, Y. D. P. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano. estudo de caso: bacia hidrográfica do Rio Salitre. *Revista Química Nova*, Vol. 33, Nº. 5, p.1059-1066, 2010.
- Oliveira Júnior, R. F de. Modelagem espacial dos atributos do solo sob diferentes ocupações em uma microbacia perene de vertente do semiárido. Mossoró/RN: UFERSA, 2016.102P. Dissertação de mestrado.
- Ouyang, Y. *Water Research*, 39, 2621-2635, 2005.
- Palácio, H. A. Q. Índice de qualidade das águas na parte baixa da bacia hidrográfica do rio Trussu, Ceará. 2004. 96 f. Dissertação (Mestrado em Irrigação e Drenagem) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2004.
- Palácio, H. A. Q.; Araújo Neto, J. R.; Meireles, A. C. M.; Andrade, E. M.; Santos, J. C. N.; Chaves, L. C. G. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará,

- por técnicas multivariadas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.15, n.4, p.395–402, 2011.
- Pejman, A. H.; Bidhendi, G. R. N.; Karbassi, A. R.; Mehrdadi, N.; Bidhendi, M. E. Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 6, n. 3, p. 467-476, 2009.
- Pereira, V.P. Solo: manejo e controle de erosão hídrica. Jaboticabal: FCAV, 1997. 56 p.
- Pérez-Gutiérrez, J.D., Paz, J.O., Tagert, M.L.M. Seasonal water quality changes in on-farm water storage systems in a south-central U.S. agricultural watershed. *Agric. Water Manag.* 187, 131–139, 2017.
- Philippi JR., A.; Romero, M.A.; Bruna, G.C. Curso de Gestão Ambiental. Barueri: Manole. (Coleção Ambiental). 2004.
- Pina, A.P.S.A. Fundamentos hidrogeoquímicos aplicados na Bacia Hidrográfica de Santa Cruz, Ilha de Santiago – Cabo Verde, como instrumento para a gestão de recursos hídricos. Fortaleza, 2012. 150 p. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal do Ceará.
- Piratoba, A. R. A.; Ribeiro, H. M. C.; Morales, G. P.; Gonçalves, W. G. e. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, vol. 12 n. 3 Taubaté, 2017.
- Pizarro, F. Drenaje agrícola y recuperacion de suelos salinos. 2. ed. Madrid: Editorial Española S.A.,1985. 542p.
- Qadir, M.; Tubeileh A.; Akhtar, J.; Larbi, A.; Minhas, P. S.; Khan, M. A. Productivity enhancement of salt-affected environments through crop diversification. *Land, Degradation & Development*, v.19, n.4, p.429-453, 2008.
- Queiroz, M.M.F.; Iost, C.; Gomes, S.D.; Vilas Boas, M.A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. *Revista Verde de Agroecologia*, v. 5, n. 4, p. 200-210, 2010.
- Ravikumar, P.; Somashekar, R.K. (2017). “Principal component analysis and hydrochemical facies characterization to evaluate groundwater quality in Varahi river basin, Karnataka state, India”. *Applied Water Science* (7), pp. 745-755.
- Rebouças, A. da C. Água doce no mundo e no Brasil. In: Rebouças, A. da C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. Águas doces no Brasil capitais ecológicas usos e conservação. 3 ed. São Paulo: Escrituras, 2002. p. 269-324.
- Ribeiro, G. M.; Maia, C. E.; de Medeiros, J. F. Uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, Campina Grande, v.9, n.1, p.15-22, 2005.
- Ribeiro, C. S.; Oliveira, G. G. de. A questão hídrica no semiárido baiano: conflitos pelo uso da água e as tecnologias sociais de aproveitamento de água de chuva. *Revista del CESLA*, núm. 23, p 1-36, 2019.

- Rice, E. W.; Baird, R. B.; Eaton, A.D.; Standard methods for the examination of water and wastewater. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2012. 1496p.
- Richards, L. A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington, DC: USDA, 1954. 160 p. (USDA. Agricultural Handbook, 60).
- Richtter, C. A.; Azevedo Netto, José. M. Tratamento de água: tecnologia atualizada. São Paulo: Edgard Blucher, 2002.
- Rocha, C. H. B.; Freitas, F. A.; Silva, T. M. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 4, p. 431-436, 2014.
- Rocha, C. H. B.; Pereira, A. M. Análise multivariada para seleção de parâmetros de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. *Revista Ambiente e Água*, v. 11, n. 1, p. 176- 187, 2016.
- Rocha, I. L. Qualidade ambiental das nascentes do rio Paraim, extremo sul do Piauí. Instituto Federal Goiano, Campus Urutaí, 2019. 44 p. Dissertação de Mestrado.
- Rubin, H.; Rubin, A.; Reuter, C.; Köngeter, J. Sustainable Integrated Water Resources Management (IWRM) in a Semi-Arid Area. *International Journal of environmental, cultural, economic and social sustainability*, v. 2, n. 3, p. 165-179, 2006.
- Sabino, C. de V. S.; Abreu, J. F. de; Lobato, W.; Sabino, G. S.; Knup, E. A. N. Análise de alguns aspectos da qualidade da água da Bacia do Rio Paraopeba utilizando estatística multivariada. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v. 8, p. 6-18, 2008.
- Salata, J.C. Controle de erosões e conservação de solos na açucareira Quatá (SP). *STAB*, p.33-89, 1988.
- Santana, N. F.; Pereira, L. S.; Roberto, M. do C.; Gomes, S. E. do A.; Pagioro, T. A.; Mormul, R. P. Longitudinal gradient in limnological variables in the Upper Paraná River: a brief description and the importance of undammed tributaries. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 29, n.116, p., 2017.
- Santos, A. C. Noções de Hidroquímica. In: *Hidrologia: Conceitos e aplicações*. Fortaleza: CPRM/LABHID-UFPE, 1997.
- Santos, A. R. R. dos. Indicadores socioambientais do alto sertão sergipano: relações de poder e convivência com a seca. São Cristóvão/SE: UFSE, 2019. 160p. Tese Doutorado.
- Santos, G. G. A.; Oliveira, M.; Miranda, I. S.; Mitja, D.; Mafra, N.; Laques, A. E. Efeitos da escala e configuração da paisagem sobre comunidades vegetais em uma paisagem antropizada no nordeste da Amazônia. *Revista Espacios*, v. 38, n. 46, p. 27, 2017.
- São Paulo (Estado). Recursos Hídricos. São Paulo: SMA/CEA,2011. 138 p. (Cadernos de Educação Ambiental, 14).
- Sawyer, C. N.; Maccarty, P. L.; Parkin, G. F. *Chemistry of Enviromental Engineeering*. 4° Ed., International Student Edition, MacGraw-Hill Book Company, 1994, 858p.

- Segala, Mariana. Água a escassez na abundância Guia Exame Sustentabilidade, p. 40-47, 2012.
- Schumacher, M. V.; Hoppe, J. M. A floresta e a água. Porto Alegre: Pallotti, 70 p., 1998.
- Sieciechowicz, M. S. F.; Arruda, N. M. B. de; Pires, G. do R. M.; Silveira, L. U. da; Miranda, T. L. G. de; Müller, I. I. Avaliação da qualidade da água do reservatório da UHE Pitangui (PR) através de técnicas estatísticas multivariadas. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 19., 2011, Maceió. Anais... Maceió: ABRH, 2011. p. 1-14.
- Silva, H.; Resende, A.; Rosa, C.; Simões, R. Dinâmica agropecuária e urbanização: uma análise multivariada para Minas Gerais, 1995-2000". In: Encontro Nacional de Economia.32.,2005. Natal: Anais eletrônico.... Natal: Encontro Nacional de Economia. 2005.
- Silva, A. P. S.; Dias, H. C. T.; Bastos, R. K. X.; Silva, E. Qualidade da água do Reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Peti, Minas Gerais. Revista *Árvore*, v.33, p.1063-1069, 2009.
- Silva Junior, J. M. da. Distribuição de mercúrio e caracterização elementar e isotópica da matéria orgânica em águas superficiais ultrafiltradas na Baía de Sepetiba e no estuário do Rio Paraíba do Sul, 2010. Universidade Estadual do Norte Fluminense.
- Silva, I. T. de S.; Leitinho, J. L.; Leitão, C. M. R.; Farias, L. G. A. T. Análise físico-química da água de poços profundos da cidade de Crateús. In: Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. 30º Congresso ABES 2019. Natal/RN: ABES, 2019. CD Rom.
- Sodré, F. F. Especiação do cobre em águas naturais: influência de fatores associados à urbanização. Curitiba: UFPR, 2005. 165 p. Tese Doutorado.
- Souza, J. R. de; Moraes, M. E. B. de; Sonoda, S. L.; Santos, H. C. R. G. A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. Revista REDE - Revista Eletrônica do Prodepa, v.8, p. 26-45, 2014.
- Souza Neto, L. T. de. Identificação e análise das unidades geoecológicas da paisagem do município de Portalegre/RN. Mossoró: UERN, 2015. 139 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) – Faculdade de Ciências Exatas e Naturais.
- Statsoft. Statistica: data analysis software system: version 7.0. Tulsa: Statsoft, 2004.
- Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE. Nova delimitação Semiárido de acordo com a Resolução CONDEL nº 107, de 27/07/2017 e nº 115, de 23/11/2017. Publicado em 02/04/2018. Disponível em:
http://www.sudene.gov.br/images/arquivos/semiarido/arquivos/Rela%C3%A7%C3%A3o_de_Munic%C3%ADpios_Semi%C3%A1rido.pdf Acesso em: 23 jan. 2020.
- Tambosi, L. R.; Vidal, M. M.; Ferraz, S. F. D. B.; Metzger, J. P. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos Avançados*, v. 29, n. 84, p. 151-162, 2015.
- Toledo, L.G.; Nicolella, G. Índice de Qualidade de Água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola*, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.
- Tucci, C. E. M. Impactos da variabilidade climática e o Uso do solo sobre os recursos hídricos. In: Fórum Brasileiro de Mudanças Climáticas – Câmara Temática de Recursos Hídricos, Brasília, p.150. 2002.

- Tucci, C.E.M. (Organizador). Hidrologia: Ciência e Aplicação, 3ª edição, Porto Alegre, Editora da UFRGS/ABRH, 2004.
- Tucci, C. E. M. Gestão integrada das águas urbanas. Revista de Gestão de Água da América Latina, v. 5, n. 2, p. 71-81, 2008.
- Trindade, A. P. C. Almeida, K. C. de B.; Barbosa, P. E.; Oliveira, S. M. A. C. Tendências temporais e espaciais da qualidade das águas superficiais da sub-bacia do Rio das Velhas, estado de Minas Gerais. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, n. 1, p. 13-24, 2017.
- Trček, B., Zojer, H. Recharge of springs. In: Kresic, N., Stevanovic, Z. (Eds.), Groundwater Hydrology of Springs: Engineering, Theory, Management, and Sustainability. Butterworth-Heinemann, pp. 87 e 127, 2010.
- Ucker, F. E.; Lima, P. B. S. de O.; Camargo, M. F.; Pena, D. S.; Cardoso, C. F.; Pêgo, A. W. E., Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental. v (10), nº 10, p. 2102-2111, 2013.
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. Secondary maximum contaminant levels: a strategy for drinking water quality and consumer acceptability. 2015.
- Vanzela, L. S.; Hernandez, F. B. T.; Franco, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.55-64, 2010.
- Varol, M.; Gökot, B.; Bekleyen, A.; Sen, B. Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. Catena, v.92, p.11-21, 2012.
- Varzhemin, I.G. Chemical composition of natural waters in the VYG River Basin in relation to the soil of Central Karelia. Soviet Soil Science, v.4, n.1, p.90- 101, 1972.
- Verma, S., Mohanty, B.P., Singh, K.P., Behera, B.R., Kumar, A. Dependence of precipitation of trace elements on pH in standard water. Nucl. Instrum. Methods Phys. Res. B 420, 18 e 22, 2018.
- Viana, D. T.; Cristofaro, C.; Leão, M. M. D.; Oliveira, S. M. A. C. Análise da Qualidade da Água no Reservatório da UHE Nova Ponte utilizando Ferramentas Estatísticas Multivariadas. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20., 2013, Bento Gonçalves. Anais... Rio Grande do Sul: ABRH, 2013. p. 1-8.
- Vicini, L.; Souza, A. M. Análise multivariada da teoria à prática. Santa Maria: Biblioteca Central da UFSM, 2005. 215 p.
- Von Sperling, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2014a.. 4º edição 452 p.
- Von Sperling, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: DESA/UFMG. 2014b. 2º edição. p. 588.
- Wang, G.Q.; Yinglan, A.; Xu, Z.X.; Zhang, S.R. The influence of land use patterns on water quality at various spatial scales in a river system Hydrol. Process. p5259 – 5272, 2013.

- Warrick, A. W.; Nielsen, D. R. Spatial variability of soil physical proprieties in the field. In: Hillel, D. Applications of soil physics. New York: Academic Press, 1980. Cap.5, p.319-344
- Wickham, J.D.; Wade, T.G.; Riitters, K.H. An environmental assessment of United States drinking water watersheds. *Landscape Ecology*, v. 26, n. 5, p. 605-616. 2011.
- Wissmar, R.C.; Swanson, F.J. Landscape disturbances and lotus ecotones *The Ecology and Management of Aquatic-terrestrial Ecotones*, Parthenon Publishing Group, Carnforth, United Kingdom, pp. 65 – 89, 1990.
- Xu, G.; Li, P.; Lu, K.; Tantai, Z.; Zhang, J.; Ren, Z.; Wang, X.; Yu, K.; Shi, P.; Cheng, Y. Mudanças sazonais na qualidade da água e seus principais fatores de influência na bacia do rio Dan. *Revista CATENA* V. 173, páginas 131-140, 2019.
- Yamamoto, F., Pereira, M., Lottermann, E. Santos, G.S., Stremel, T.R.O., Doria, H.B., Gusso-Choueri, P., Campos, S.X., OrtolanI-Machado, C.F. Cestari, M.M., Filipak Neto, F., Azevedo, J.C.R., Oliveira Ribeiro, C.A Bioavailability of pollutants sets risk of exposure to biota and human population in reservoirs from Iguazu River (Southern Brazil), *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 18, p. 18111–18128, 2016.
- Yang, Q.; Zhang, J.; Wang, Y.; Fang, Y.; Martín, J. D. Multivariate statistical analysis of hydrochemical data for shallow ground water quality factor identification in a Coastal Aquifer. *Polish Journal of Environmental Studies*, [s.l.], v. 24, p.769-776. Hard Publishing Company. 2015.
- Yu, S.Y., Xu, Z.X., Wu, W., Zuo, D.P. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. *Ecol. Indic.* 60, 202-212, 2016.
- ZoccaL, J. C. *Cadernos de Estudos em Conservação do Solo e Água*. Presidente Prudente, SP. CODASP. v. 1, n.1, mai. 2007.
- Zonta, J. H.; Brandão, Z. N.; Medeiros, J. da C.; Sana, R. S.; Sofiatti, V. variabilidade espacial do solo em área cultivada com algodoeiro no cerrado do brasil. *revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental*, v.18, p.595-602, 2014.