



MESTRADO EM DESENVOLVIMENTO REGIONAL SUSTENTÁVEL

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CARIRI
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO REGIONAL
SUSTENTÁVEL**

MARIA INÁCIO DA SILVA

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA BACIA
SEDIMENTAR DO ARARIPE: ESTUDO DE CASO DA REGIÃO METROPOLITANA
DO CARIRI**

CRATO

2020

MARIA INÁCIO DA SILVA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA BACIA
SEDIMENTAR DO ARARIPE: ESTUDO DE CASO DA REGIÃO METROPOLITANA
DO CARIRI

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional Sustentável - PRODER da Universidade Federal do Cariri - UFCA, como requisito para obtenção do Título de Mestre em Desenvolvimento Regional Sustentável.

Linha de pesquisa: Meio ambiente

Orientador: Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho

Co-Orientadora: Profa. Dra. Celme Torres Ferreira da Costa

CRATO

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação. Universidade Federal do Cariri.
Sistema de Bibliotecas

S581a Silva, Maria Inácio da.

Avaliação da qualidade das águas subterrâneas da Bacia Sedimentar do Araripe: estudo de caso da Região Metropolitana do Cariri / Maria Inácio da Silva. – 2020.

105 f.: il. color.30 cm.
(Inclui bibliografia).

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Cariri, Programa de pós-graduação em Desenvolvimento Regional Sustentável, Crato, 2020.

Orientação: Prof. Dr. Francisco José de Paula Filho.

Co orientação: Prof^a. Dra. Celme Torres Ferreira da Costa

1. Águas subterrâneas. 2. Cariri cearense. 3. Índice de qualidade. I. Título.

CDD 333.91

Bibliotecária: Glacínésia Leal Mendonça

CRB 3/ 925

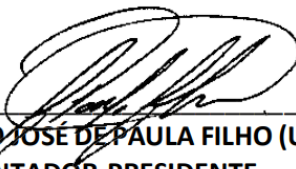
MARIA INÁCIO DA SILVA

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA BACIA
SEDIMENTAR DO ARARIPE: ESTUDO DE CASO DA REGIÃO METROPOLITANA
DO CARIRI

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional Sustentável-PRODER da Universidade Federal do Cariri-UFCA, como requisito para obtenção do Título de Mestre em Desenvolvimento Regional Sustentável.

Aprovada em: 20/10/2020

BANCA EXAMINADORA

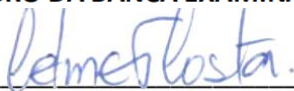


FRANCISCO JOSÉ DE PAULA FILHO (UFCA)
ORIENTADOR-PRESIDENTE

PAULO RENATO ALVES
FIRMINO:76803236315

Digitally signed by PAULO RENATO ALVES FIRMINO:76803236315
DN: cn=, o=ICP-Brasil, ou=048162800017, ou=Secretaria da Receita Federal do Brasil - RFB,
ou=ARMP/CO, ou=SPB, +CN=PAULO RENATO ALVES FIRMINO:76803236315
Reason: Atento a veracidade deste documento
Location: Barbalha/CE, Brazil
Date: 2020.10.20 09:19:09
Foxit Reader Version: 9.7.0

PAULO RENATO ALVES FIRMINO (UFCA)
MEMBRO DA BANCA EXAMINADORA



CELME TORRES FERREIRA DA COSTA (UFCA)
MEMBRO INTERNA DA BANCA EXAMINADORA



MARTA DEL CARMEM PARIS (UNL)
MEMBRO EXTERNA DA BANCA EXAMINADORA

Ao Deus criador do universo com a sua
imensidão e detalhes, que se faz presente
em todos os momentos da minha vida.
Aos meus pais, Helena Inácio Lino e
Francisco Luiz Inácio da Silva, amo
incondicionalmente. Aos meus irmãos e
toda família, e aos amores que escolhi e
carrego no peito: AMIGOS!

AGRADECIMENTOS

Gratidão a Deus pela saúde, força, e perseverança, para superar as dificuldades até aqui.

Ao orientador do presente trabalho, Professor Dr. Francisco José de Paula Filho e a co-orientadora Profa. Dra. Celme Torres Ferreira da Costa, agradeço pelo empenho e atenção prestada durante todo processo de pesquisa, muito obrigada pelos ensinamentos. Aos professores participantes da banca examinadora de qualificação e defesa, pela grande contribuição para o bom êxito dessa pesquisa. E a todos os professores do PRODER pela valorosa contribuição durante esse percurso.

Agradeço à Universidade Federal do Cariri (UFCA) e ao Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional Sustentável (PRODER) pela oportunidade concedida. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo incentivo financeiro através da bolsa concedida, sem a qual, não teria conseguido realizar esta pesquisa.

Agradeço à todos os meus familiares em especial aos meus pais e irmãos pelo apoio incondicional. Gratidão aos meus amigos: Igor Lucas, Damiana e Gislaine; especialmente Mirelle Tainá e Teobaldo pelo carinho e contribuição em inúmeros momentos dessa jornada.

Aos órgãos gestores dos recursos hídricos subterrâneos do cariri cearense: Companhia de Gestão de Recursos Hídricos - COGERH e da Sociedade Anônima de Água e Esgoto de Crato Ceará - SAAEC. Gratidão aos colaboradores por disponibilizar dados de monitoramento da água distribuída, e pelo tempo concedido nas visitas de reconhecimento de campo e coleta de amostras para avaliação da qualidade físico-química e microbiológica, que somente foi possível graças a Central Analítica da UFCA com apoio técnico de Jorge Marcell, juntamente com os bolsistas de Iniciação Científica: William Avelino e Angélica Maria, e do laboratório de Saneamento Ambiental com o apoio da Profa. Dra. Gorete Lima, da técnica Lucimara, e do bolsista Ilderlânio Leite. Gratidão ao colega John Webert, a profa. Dra. Kamila Correia e Mayumi Inocuti pela parceira durante este percurso.

Gratidão ao IF Sertão Campus Salgueiro, a Coordenação do Curso de Biomedicina e Coordenação dos Laboratórios da Unileão *Campus* Saúde pelo apoio,

bem como as responsáveis técnicas pela ajuda no percurso final da realização dessa pesquisa.

Às colegas de Apartamento e aos colegas da turma de mestrado 2018.1, gratidão pelas reflexões, críticas, e sugestões recebidas; aprendi muito com vocês. Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram comigo durante o mestrado.

A Todos, Meu Sincero **Muito Obrigada!**

“Seja como a água, que abre o caminho
entre as pedras: não se oponha aos
obstáculos, contorne-os”.
(Bruce Lee)

RESUMO

A política do Desenvolvimento Sustentável no âmbito dos recursos hídricos busca a utilização racional da água sob a ótica de um manejo integrado, associada de forma harmônica com o meio ambiente, de forma a garantir este recurso com quantidade suficiente e qualidade assegurada. Os problemas advindos da utilização predatória do meio ambiente, particularmente da água, são discutidos a nível mundial na busca de soluções, em que a potabilidade e o uso constituem temas relevantes. O uso das águas subterrâneas é predominante no suprimento das populações em regiões áridas e semiáridas, cuja avaliação da qualidade deste recurso é um fator determinante para a segurança hídrica dessas populações. Dessa forma, objetivou-se no presente estudo avaliar a qualidade da água subterrânea de poços monitorados em período seco e chuvoso na Bacia Sedimentar do Araripe-BSA (porção Leste) e na Microbacia Hidrográfica São José (MHJS), localizadas no Cariri Cearense. Os objetivos foram alcançados a partir do uso de ferramentas de geoprocessamento e estatísticas multivariadas, na qual foi proposto um Índice de Qualidade Regional (IQA_R). Através dos resultados obtidos, observaram-se modificações frente ao uso e ocupação do solo, e alterações na qualidade da água. Os resultados demonstraram que 55.55% das variáveis analisadas na BSA e 30.76% analisados na MHJS, divergiram dos parâmetros de referência. A variação sazonal foi significativa para nitrato e Turbidez. *Escherichia coli* e nitrato foram as variáveis que exerceram maior influência na qualidade. Os resultados demonstraram que poços adjacentes a áreas mais densamente urbanizadas são afetados por fatores antrópicos relacionados à baixa cobertura da rede de esgotos local. Os valores médios do IQA_R denotaram que as águas subterrâneas do aquífero avaliado se enquadram majoritariamente nas classes regular e de boa qualidade. O estudo evidenciou que a avaliação da qualidade por meio do índice pode ser empregada como uma importante ferramenta de manejo e gestão de aquíferos em áreas áridas e semiáridas. Além de permitir a identificação dos fatores antrópicos chave e que merecem maior atenção na gestão dos recursos hídricos subterrâneos.

Palavras-chaves: Águas subterrâneas, Cariri Cearense, Índice de Qualidade.

ABSTRACT

The Sustainable development policy in the scope of water resources seeks the rational use of water from the perspective of integrated management, associated in a harmonious way with the environment, in order to guarantee this resource with sufficient quantity and assured quality. The problems arising from the predatory use of the environment, particularly water, are discussed worldwide in search of solutions, in which drinking and using categories are relevant topics. The use of groundwater is predominant in supplying populations in arid and semi-arid regions, whose assessment of the quality of this resource is a determining factor for the water security of these populations. Thus, the objective of the present study was to assess the quality of groundwater from wells monitored in a dry and rainy period in the Araripe Sedimentary Basin-ASB (eastern portion) and in the São José Hydrographic Microbasin (JSMH), which will pass through Cariri Cearense. The objectives were achieved through the use of geoprocessing tools and multivariate statistics, in which a Regional Quality Index (RQI) was proposed. Through the obtained results, modifications were observed in relation to the use and occupation of the soil, and changes in the quality of the water. The results showed that 55.55% of the variables analyzed in the ASB and 30.76% obstacles in the JMHS, diverged from the reference parameters. The seasonal variation was summarized for nitrate and turbidity. Escherichia coli and nitrate were the variables that had the greatest influence on quality. The results showed that wells adjacent to more densely urbanized areas are affected by anthropic factors related to the low coverage of the local sewage network. The average values of the IQAR showed that the groundwater of the evaluated aquifer falls mainly into the regular and good quality classes. The study showed that a quality assessment using the index can be used as an important tool for aquifer management and management in arid and semi-arid areas. In addition to allowing the identification of key anthropic factors that deserve greater attention in the management of underground water resources.

Keywords: Groundwater, Cariri Cearense, Quality Índexes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Distribuição esquemática dos aquíferos.....	24
Figura 2: Localização da Microbacia São Jose e Porção Leste da Bacia Sedimentar do Araripe, Cariri Cearense.....	41
Figura 3: Localização de poços monitorados na porção Leste da Bacia Sedimentar do Araripe, Cariri Cearense.....	46
Figura 4: Localização de poços monitorados na Microbacia Hidrográfica São José - MHSJ.....	48
Figura 5: Uso e ocupação do solo na porção Leste da Bacia Sedimentar do Araripe, cariri cearense. Fonte: Elaborado pelo autor.....	56
Figura 6: Uso e ocupação do Solo na Microbacia Hidrográfica São José. Fonte: Elaborado pelo autor	59
Figura 7: Comportamento espacial das variáveis hidrogeológicas T, pH, OD, STD, DBO, CTT e P-PO ₄ ³⁻ no período de monitoramento (2014-2018).	62
Figura 8: Concentração de Nitrato (a) e Turbidez (b) analisadas em amostras de águas subterrâneas da BSA no período seco e chuvoso entre os anos de 2014-2018.	66
Figura 9: Comportamento espacial das variáveis hidrogeológicas monitoradas na Microbacia Hidrográfica São José.....	69
Figura 10: Incompatibilidade das variáveis pH, NTK, N-NH ₃ , e PO ₄ ³⁻ monitoradas na Microbacia São Jose frente aos Valores Permitidos pela legislação vigente.	73
Figura 11: Curvas de probabilidade das variáveis hidrogeológicas monitoradas. .	75
Figura 12: Comportamento do IQA _R e IQA _{NSF} considerando as variáveis hidrogeológicas monitoradas nos poços da BSA entre 2014 – 2018 e da MHSJ. .	80
Figura 13: Distribuição espacial da qualidade da água subterrânea na BSA com base nos valores IQA _R durante o período de monitoramento (2014-2018).....	82
Figura 14: Distribuição espacial da qualidade da água subterrânea na Microbacia do São José com base nos valores IQA _R durante o período de monitoramento (2014-2018).	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Vantagens e Desvantagens dos Diferentes Tipos de Monitoramento da Qualidade da Água.....	28
Tabela 2: Índices mais utilizados para determinar a qualidade de águas superficiais e subterrâneas.	36
Tabela 3: Coordenadas geográficas dos poços monitorados na porção Leste da bacia Sedimentar do Araripe.	45
Tabela 4: Método de análise por parâmetro e o número total de amostras (n) considerados durante o período de monitoramento (2014-2018).....	47
Tabela 5: Coordenadas geográficas dos poços monitorados na Microbacia Hidrográfica São José.	48
Tabela 6: Classes do Índice de Qualidade de Água com suas respectivas faixas. ..	54
Tabela 7: Estatística descritiva e VMP das variáveis monitoradas em água de 22 poços de abastecimento da Bacia Sedimentar do Araripe.....	61
Tabela 8: Valores Máximos Permitidos pela legislação (VMP); Médias obtidas referentes aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em água de poços (P01...P08) localizados na Microbacia Hidrográfica São José, referente aos meses de maio (05) e outubro (10) de 2019.	68
Tabela 9: Componentes principais das 9 variáveis analisadas em amostras de água subterrânea da BSA. Os números em negrito indicam correlação significativa ($p < 0,05$).	78
Tabela 10: Variáveis com os seus respectivos pesos (w_i) calibrados comparado aos do IQA _{NSF}	79

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ACP	Análise de Componentes Principais
APHA	Standard Methods for Examination of Water and Wastewater
ATI	Aquatic Toxic Index
BHSJ	Bacia Hidrográfica São José
BSA	Bacia Sedimentar do Araripe
CTT	Coliformes Termotolerantes
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CE	Ceará
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COGERH	Companhia de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Ceará
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
FAO	Food And Agriculture Organization of the United Nations
FUNASA	Fundação Nacional da Saúde
SIG	Sistema de Informações Geográficas
HI	Horton's Index
IAP	Índice de qualidade de águas brutas para fins de abastecimento Público
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice do estado trófico
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
IPMCA	Índice de parâmetros mínimos para a preservação da vida aquática
IQA	Índice de Qualidade de Água
ISTO	Índice de substância tóxica e organoléptica
IVA	Índice de Preservação da Vida Aquática
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MS	Ministério da Saúde
NSF	National Sanitation Foundation
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
N-NH ₃	Nitrogênio Amoniacal
NO ₃ -	Nitrato
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNQA	Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas
RCC	Região do Cariri Cearense
RMC	Região Metropolitana do Cariri
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
ACP	Automatic Classification Plugin
SAAEC	Sociedade Anônima de Água e Esgoto de Crato
STD	Sólidos Totais Dissolvidos

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS (CONTINUAÇÃO)

T	Temperatura
TURB	Turbidez
USGS	Serviço Geológico dos Estados Unidos
UFCA	Universidade Federal do Cariri
VP	Valor Permitido
VMP	Valor Máximo Permitido
WQI	Water Quality Index

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
1.1	Objetivo Geral	18
1.1.2	Objetivos específicos	18
1.2.	Justificativa.....	18
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	21
2.1	Políticas públicas relacionadas à proteção ambiental.....	21
2.2	Águas Subterrâneas.....	22
2.2.1	Águas subterrâneas do Cariri cearense	23
2.3	Abastecimento	24
2.4	Qualidade de água.....	26
2.5	Monitoramento da qualidade de água em bacias hidrográficas	27
2.6	Indicadores de qualidade de água	29
2.7	Avaliação da qualidade por meio de índices	35
3.	ÁREA DE ESTUDO.....	41
3.1	Localização e características gerais	41
3.2	Condições climáticas.....	43
4	MATERIAIS E MÉTODOS	44
4.1	Uso e ocupação do solo.....	44
4.2	Análise e tratamento dos dados secundários de monitoramento da qualidade da água na BSA.....	44
4.3	Campanhas de amostragem na Microbacia Hidrográfica São José.....	47
4.4	Análise e tratamento dos dados obtidos em campo.....	51
4.5	Gráficos de Distribuição de frequência.....	52
4.6	Análise de Componentes Principais.....	52
4.7	Proposição do Índice de Qualidade de Água Regionalizado.....	53
4.8	Espacialização dos dados de monitoramento	54
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1	Uso e ocupação do solo.....	56
5.2	Qualidade da água de poços monitorados na porção Leste da Bacia Sedimentar do Araripe	60
5.3	Qualidade da água de poços monitorados na Microbacia Hidrográfica São José.....	67

5.4	Gráficos de distribuição de frequência	74
5.5	Proposição do IQA regionalizado	78
6	CONCLUSÕES.....	85
	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	86
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88

1 INTRODUÇÃO

A água é a base para o Desenvolvimento Sustentável, recurso finito que proporciona a sobrevivência da humanidade, mantém a vida no planeta, sustenta a biodiversidade e a produção de alimentos, suportando todos os ciclos naturais (LIRA e CANDIDO, 2013).

Deste modo, o uso e ocupação do solo e a pluviometria têm relação direta com a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos que integram uma bacia hidrográfica. A gestão do recurso hídrico baseado nas legislações vigentes e nas condições hidrogeológicas dos aquíferos torna-se imprescindível para a sua preservação, especialmente nas regiões do Nordeste Brasileiro, onde o abastecimento é primordialmente com águas subterrâneas (ANA, 2016).

Neste contexto, muitas regiões do Brasil são abastecidas total ou parcialmente por água do subsolo (ANA *et al.*, 2014). No Cariri Cearense, as águas subterrâneas são de fundamental importância. Um bem estratégico que deve ser racionalmente explorado, de modo a assegurar sua disponibilidade em quantidade suficiente e qualidade assegurada (REBOUÇAS, 1997; 2002; MEDEIROS *et al.*, 2011; COSTA *et al.*, 2012).

Assim, o abastecimento público de água em quantidade suficiente e qualidade assegurada torna-se um desafio constante e uma preocupação crescente, em função da escassez do recurso e do comprometimento da qualidade. Aproximadamente, 61% da população brasileira é abastecida para fins domésticos por águas subterrâneas, sendo 6% por poços rasos, 12% por fontes e 43% por poços profundos (ALIEVI, *et al.*, 2012).

No Estado do Ceará, são cadastrados 26.735 poços (CPRM, 2020), principalmente de captação para abastecimento público. Na região do Cariri, os poços em sua maioria, são locados aleatoriamente, podendo estar vulneráveis à contaminação (MEDEIROS *et al.*, 2011; COSTA *et al.*, 2012). Portanto, avaliar as características físico-químicas e microbiológicas destas águas destinadas ao consumo humano, é primordial para averiguar se a mesma está isenta de micro-organismos e substâncias químicas tóxicas que possam ser prejudiciais à saúde dos consumidores (ANA, 2017).

Para a Organização Mundial da Saúde (OMS) e seus países membros, “todas as pessoas, em quaisquer estágios de desenvolvimento e condições

socioeconômicas têm o direito de ter acesso a um suprimento adequado de água potável e segura”. Água “potável” refere-se à qualidade de água que não representa um risco significativo à saúde e “segura”, neste contexto, refere-se a uma oferta de água em quantidade suficiente para atender a todas as necessidades domésticas, que seja disponível continuamente e que tenha um custo acessível.

Segundo a Fundação Nacional da Saúde (FUNASA, 2013), a água para consumo humano não deve conter substâncias químicas acima do Valor Máximo Permitido (VMP) e deve estar livre de bactérias do grupo coliforme, indicadoras de contaminação fecal, sendo representada principalmente pela *Escherichia coli*. Logo, a garantia da potabilidade da água consumida depende principalmente de uma avaliação integrada de diversos parâmetros, desde a captação do manancial até o abastecimento (SOUZA *et al.*, 2019), sendo o monitoramento uma ferramenta essencial.

O monitoramento da qualidade das águas em bacias hidrográficas do Cariri no Estado do Ceará é realizado principalmente pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH, onde gera anualmente boletins informativos da rede de monitoramento. Segundo Oliveira *et al.* (2014), é latente a dificuldade em interpretar uma grande quantidade de dados resultante de longos períodos de monitoramento, especialmente, se todas as variáveis tiverem um grau significativo de importância.

Portanto, atualmente, muitos pesquisadores que trabalham com a gestão e monitoramento da qualidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos têm utilizado diferentes recursos para divulgação dos seus resultados. Dentre estes, merecem destaque: o uso de ferramentas estatísticas e de geoprocessamento, frente aos padrões de qualidade descritos na legislação vigente (FERREIRA *et al.*, 2015; MATTOS *et al.*, 2019; CENTENO *et al.*, 2020).

Diante do exposto, fica clara a necessidade de avaliar a qualidade dos recursos hídricos subterrâneos do Cariri Cearense e promover a divulgação dos resultados para a sociedade. Fatores estes que condizem intrinsecamente com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, em especial ao ODS 6, que se refere à “Água Potável e Saneamento” e visa garantir a disponibilidade e o manejo sustentável da água e saneamento para todos. Dessa forma, foram traçados os seguintes objetivos para o estudo:

1.1 Objetivo Geral

Avaliar a qualidade da água subterrânea na Região do Cariri Cearense.

1.1.2 Objetivos específicos

- I. Delimitar os tipos de uso e ocupação do solo na área em estudo;
- II. Avaliar a qualidade da água de poços monitorados no período seco e no período chuvoso na Bacia Sedimentar do Araripe (BSA) e Microbacia Hidrográfica São José (MHSJ), e confrontá-los com os padrões de qualidade vigentes;
- III. Propor um índice de qualidade de água adaptado do NSF para a Região do Cariri Cearense, e promover o comparativo com outros estudos semelhantes realizados;

1.2. Justificativa

Esta pesquisa teve suas razões motivadas na importância que a água exerce em todos os ecossistemas. A água é um recurso natural que tem a ver com todos os aspectos da civilização humana, desde o desenvolvimento agrícola e industrial aos valores culturais e religiosos arraigados na sociedade (GOMES, 2011).

A política do Desenvolvimento Sustentável no âmbito dos recursos hídricos busca a utilização racional da água, sob a ótica de um manejo integrado dos mananciais superficiais e subterrâneos, associada de forma harmônica com o meio ambiente, de forma a garantir este recurso com quantidade e qualidade para as gerações futuras. Os problemas advindos da utilização predatória do meio ambiente, particularmente da água, são discutidos a nível mundial na busca de soluções onde a potabilidade e uso constituem temas relevantes.

A água subterrânea apresenta, em geral, condições adequadas para o uso “in natura”, necessitando apenas de simples desinfecção e que, de acordo com a legislação, o uso prioritário deve ser para o consumo humano. Ressalta-se que a única alternativa para o abastecimento do Cariri cearense é a água subterrânea. A região

não dispõe de recursos hídricos superficiais (rios) que atendam a demanda de água da região.

Em virtude da abundância, qualidade, e relativo baixo custo de captação, este recurso torna-se estratégico para algumas regiões, onde é de fundamental importância a proteção e controle da qualidade.

A qualidade da água subterrânea é susceptível de ser afetada pelas atividades antrópicas, representadas pelos usos e ocupações do meio físico, em particular pelas áreas urbanas, infraestruturas e equipamentos urbanos, agricultura e zonas verdes. A contaminação é na generalidade das situações, persistente, e a recuperação da qualidade destas águas é, em regra, muito lenta e difícil (LOPES *et al.*, 2005).

Uma vez poluídas ou contaminadas, as águas subterrâneas demandam um elevado dispêndio de recursos financeiros e humanos para sua remediação, o que, de modo geral, é atingido após muitos anos de investimento. Desta forma, devem ser tomadas medidas preventivas para sua proteção, associadas ao controle de poluição como um todo, definindo-se critérios de qualidade.

A qualidade da água distribuída para o consumo humano deve respeitar à Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b), que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Bem como, às Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011 (BRASIL, 2011a) e nº 396/2008 (BRASIL, 2008).

Considerando os aspectos apresentados, entende-se que o monitoramento da qualidade da água é essencial e, quando realizado de forma estratégica, traz grandes contribuições para o desenvolvimento regional sustentável, pois, constitui uma medida preventiva diretamente associada ao controle de poluição.

Assim, a partir da consecução dos objetivos traçados neste estudo, é possível: (i) Avaliação da qualidade da água subterrânea na Região do Cariri cearense, frente aos padrões de qualidade vigentes; (ii) Verificação de influências sazonais, e do uso e ocupação do solo na qualidade da água distribuída para consumo humano; (iii) Proposição de um índice de qualidade de água regionalizado por meio do uso de técnicas multivariadas; (iv) Facilitação no gerenciamento integrado das águas subterrâneas do Cariri.

O desenvolvimento do presente estudo viabiliza a transformação de dados de monitoramento em informações relevantes de fácil entendimento e divulgação à sociedade, promove a comparação com outros estudos, e contribui de forma significativa com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável, especialmente, ao objetivo 6, que visa “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos”.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Políticas públicas relacionadas à proteção ambiental

O Ceará é o Estado pioneiro em políticas públicas de recursos hídricos no Brasil, cuja legislação, inclusive, antecede a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). A exemplo da Lei nº 11.996, de 24 de Julho de 1992, que dispõe sobre a política estadual de recursos hídricos, institui o sistema integrado de gestão de recursos hídricos – SIGERH, além de prever o estabelecimento de cadastro de poços, inventário de mananciais e de usuários, com vistas a racionalização do uso da água subterrânea e a necessidade de outorga para sua utilização. Conforme seu artigo primeiro, a Lei nº 11.996 objetiva:

Art. 1º - A Política Estadual de Recursos Hídricos, prevista no artigo 326 da Constituição Estadual, será disciplinada por esta Lei e tem como objetivos: compatibilizar a ação humana, em qualquer de suas manifestações, com a dinâmica do ciclo hidrológico no Estado do Ceará, de forma a assegurar as condições para o desenvolvimento econômico e social, com melhoria da qualidade de vida e em equilíbrio com o meio ambiente; assegurar que a água, recurso natural essencial à vida, ao desenvolvimento econômico e ao bem estar social possa ser controlada e utilizada, em padrões de qualidade e quantidade satisfatórios, por seus usuários atuais e pelas gerações futuras, em todo o território do Estado do Ceará; e planejar e gerenciar, de forma integrada, descentralizada e participativa, o uso múltiplo, controle, conservação, proteção e preservação dos recursos hídricos.

A Constituição da República Federativa do Brasil (BRASIL, 1988) transforma, mais uma vez, a maneira como a água é tratada, encarando-a como recurso econômico de forma bastante clara e importante. Acima de tudo, sendo considerada como um “bem público” terminam as relações de posse e as águas particulares. Em decorrência, o que passou a existir foi o direito de uso, assim mesmo, se obtivessem a outorga. Mais uma modificação introduzida pela Constituição de 1988 foi à compreensão dos rios na forma de bacias hidrográficas e não mais de forma isolada, o que permite uma gestão integrada e racional do recurso (BRASIL, 1988).

Todos esses diplomas legais, segundo Cirilo (2008), formaram a base para que, seguindo o exemplo do estado de São Paulo que, em 1991, estabeleceu sua política estadual de recursos hídricos, pela Lei Federal nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997, fosse estabelecida a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e implantado o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH).

Considera-se importante ressaltar a existência da Lei 9.984 de 17 de julho de 2000, responsável por instituir a Agência Nacional de Águas (ANA) que, por sua vez, tem a missão fundamental de implantar o SINGREH, possuindo ainda participação na execução da Política Nacional de Recursos Hídricos no sentido de fornecer subsídio técnico na implantação desta política (BRAGA, 2008).

A Política Nacional de Recursos Hídricos tem como um de seus objetivos assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. Dentre as diretrizes de ação para implementação dessa política, a lei estabelece que a gestão sistemática dos recursos hídricos não deve dissociar os aspectos de quantidade dos de qualidade (Art. 3º, Cap. III, Tit. I) e indicou que a integração e a articulação da gestão de recursos hídricos se dão em consonância com a gestão ambiental com a do uso do solo (BRASIL, 1997), sendo que a implementação da PNRH, em áreas submetidas a condições de escassez de chuvas (semiárido e sub-úmido), no Nordeste do Brasil, é uma questão fundamental para proteção e manutenção dos mananciais.

Por fim, quando o assunto é Padrão de potabilidade, refere-se à Portaria 518 (BRASIL, 2004) do Ministério da Saúde. Já aos Padrões de corpos d'água, superficiais utiliza-se a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), do Ministério do Meio Ambiente, além de eventuais legislações estaduais.

Os mananciais de abastecimento são definidos como as fontes de captação de água e podem ser classificados, de acordo com a origem, em superficiais e subterrâneos (ANA, 2015). Os corpos hídricos superficiais são aqueles que se encontram sobre a superfície do solo de forma perene ou intermitente, como rios, riachos, córregos entre outros. Já os mananciais subterrâneos são encontrados abaixo da superfície do solo compreendendo os aquíferos freáticos e confinados, que são explorados através de poços (VESILIND e MORGAN, 2011).

2.2 Águas Subterrâneas

A Associação Brasileira de Águas Subterrânea (ABAS) define a água subterrânea como:

Toda a água que ocorre abaixo da superfície da Terra, preenchendo os poros ou vazios intergranulares das rochas sedimentares, ou as fraturas, falhas e fissuras das rochas compactas, e que sendo submetida a duas forças (de adesão e de gravidade) desempenha um papel essencial na manutenção da

umidade do solo, do fluxo dos rios, lagos e brejos. As águas subterrâneas cumprem uma fase do ciclo hidrológico, uma vez que constituem uma parcela da água precipitada.

As águas subterrâneas originam-se principalmente no ciclo hidrológico, processo dinâmico e interativo de circulação da água na Terra, que se desenvolve na atmosfera, hidrosfera, biosfera e geosfera, acionado pela energia solar e pela gravidade. Essas águas também podem ter sua origem associada à formação da rocha, presentes nos interstícios das rochas sedimentares, denominadas de águas conatas, e águas juvenis quando de origem magmática (MACHADO, 2008). O termo água subterrânea é normalmente reservado à água subsuperficial, que se encontra abaixo do nível freático em solos e formações geológicas que estão totalmente saturados (FREEZE e CHERRY, 2017).

O ciclo hidrológico é constituído pelas etapas de precipitação, evaporação, transpiração, escoamento superficial e infiltração. Na etapa de infiltração ou escoamento subsuperficial, a água precipitada penetra nos poros do solo ou fendas da rocha, movendo-se por ação da gravidade para as camadas mais profundas, provendo o surgimento dos aquíferos subterrâneos (HEATH, 1983; PANACHUKI, 2003).

Próximo à superfície, os poros do solo e das rochas detêm pouca umidade, compondo a zona não saturada. Com o aumento da profundidade, surge a zona de saturação, onde esses espaços são completamente preenchidos por água. Na parte superior da zona de saturação encontra-se o lençol freático, já com maior profundidade podem-se encontrar as camadas geológicas denominadas de aquíferos (HEATH, 1983).

2.2.1 Águas subterrâneas do Cariri Cearense

A principal fonte hídrica para o desenvolvimento social e econômico das populações inseridas na sub-bacia do Salgado são as águas subterrâneas da Bacia Sedimentar do Araripe (COGERH, 2009b). A Bacia do Araripe é formada por rochas sedimentares sobrepostas a rochas do embasamento cristalino, apresentando uma diversificação litológica caracterizada por sequências alternadas de arenitos, siltitos, calcários e folhelhos, com espessura total de cerca de 1.600m. Essa diversificação

favoreceu o surgimento de aquíferos, aquíferos e aquíferos, que variam espacialmente com descontinuidade vertical e lateral (CPRM, 2009; OLIVEIRA, 2014).

Segundo a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos, os melhores sistemas de aquíferos do estado do Ceará, em termos de vazões exploradas, estão localizados na Bacia Sedimentar do Araripe, divididos em três sistemas de aquíferos podendo ser observado na Figura 1. O sistema inferior é da Formação Mauriti e parte da Formação Brejo Santo, com espessura entre 60 e 100m; Médio (Formações Rio da Batateira, Abaiara e Missão Velha), com cerca de 500m de espessura; Superior (Formação Exu e Arajara), com espessura de aproximadamente 320m. Além dos aquíferos Santana e Brejo Santo, com espessuras respectivamente de 180m e 400m (COGERH, 2009a; SOUZA e CASTRO, 2013).

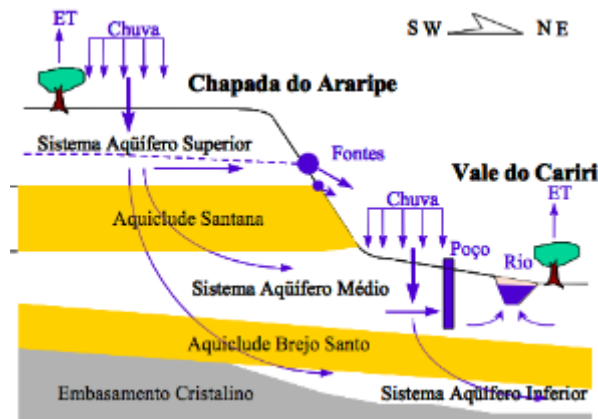


Figura 1: Distribuição esquemática dos aquíferos.
Fonte: Mendonça (2001 apud COGERH, 2009).

A Formação Rio da Batateira, pertencente ao sistema de aquífero médio, é grande importância para Região do Cariri Cearense. Dessa formação, são exploradas as águas para o abastecimento público (CAVALCANTE *et al.*, 2013).

2.3 Abastecimento

No Estado do Ceará, em torno de 97% dos municípios possuem cobertura dos sistemas de abastecimento de água e apenas, aproximadamente, 36% desses municípios apresentam cobertura da rede coletora de esgotos (CEARÁ, 2014). Nesse

contexto, as precárias ou inexistentes condições de saneamento são as principais causas de poluição dos recursos hídricos, tanto em centros urbanos como nas zonas rurais. Problemática que se traduz na redução significativa do volume de água doce disponível e que, conseqüentemente, encarece o abastecimento e onera a saúde pública (TAVARES *et al.*, 2009).

As águas subterrâneas constituem-se no patrimônio primordial para a região sul do Estado do Ceará, Nordeste do Brasil. A Região do Cariri cearense tem a água subterrânea como a principal fonte de abastecimento (CAVALCANTE e VERÍSSIMO, 2007). A exploração destas, em sua maioria é por meio de poços, geralmente o recurso apresenta menos contaminações por fatores biológicos e químicos do que os mananciais superficiais, pois não ficam diretamente expostas aos diversos agentes poluentes (VERÍSSIMO *et al.*, 2014).

Estudos realizados por Anjos (2000) revelam que as águas da Formação Rio da Batateira apresentam boas condições para consumo humano. Porém, a diversificada utilização dessas águas é crescente e, com isso, aumenta a importância da avaliação da qualidade por meio do monitoramento. Ademais, fatores como os esgotos domésticos e industriais e fertilizantes utilizados na agricultura, podem comprometer a qualidade dessas águas, tornando-as impróprias para consumo humano (COSTA *et al.*, 2012).

Portanto, para que a água subterrânea seja considerada potável, é necessária a realização de análises microbiológicas e físico-químicas, a fim de verificar se ela está dentro dos padrões de potabilidade para consumo humano, estabelecidos nas normas vigentes no País (BRASIL, 2011b).

No Brasil, as legislações vigentes que tratam de potabilidade da água para consumo humano e de águas subterrâneas são, respectivamente, a Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011b), a Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008 (BRASIL, 2008) e Resolução nº 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2011a) e a Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

2.4 Qualidade de água

A composição química das águas subterrâneas em uma bacia ou microbacia está associada à alteração do substrato rochoso e materiais carreados pela erosão, com os quais interage. Também sofre influência da deposição de materiais particulados da atmosfera e de componentes da água da chuva (CONCEIÇÃO e BONOTTO, 2004). A entrada de substâncias de origem antropogênica nos cursos d'água, de forma contínua ou esporádica, altera as concentrações das espécies dissolvidas e de microrganismos, podendo ser rapidamente notadas (EZAKI *et al.*, 2011).

Segundo afirma Ning *et al.* (2011), a concentração e distribuição de poluentes nas águas superficiais e subterrâneas são determinadas principalmente pela situação geoquímica da localidade em estudo e pela fonte poluidora, mais seriamente afetada pela mineração, lixiviação e a descarga de águas residuais nos corpos d'água.

Vários trabalhos vêm sendo desenvolvidos por pesquisadores que buscam um entendimento maior acerca do tópico qualidade de água. Senthilkumar (2015) pesquisou sobre a forma sazonal com que a dinâmica da qualidade de água ocorre no rio Varuna, o maior tributário do rio Ganges, na Índia. Outros pesquisadores obtiveram resultados no tocante à análise de parâmetros de qualidade utilizando os Sistemas de Informação Geográficos, como Samadi *et al.* (2015), no rio Moradbeik, Irã, e Ghorbani *et al.*, (2014) que trabalhou com a avaliação da qualidade da água do rio Torghabeh de Mashhad usando a combinação do índice NSF e sistema de informações geográficas.

Estudos foram realizados associando os níveis de qualidade de água à imagens Landsat para construção de índices de qualidade e propor objetivos a serem alcançados. Nesse contexto, podem ser citados os trabalhos de Feyisa *et al.* (2014), Selvam *et al.*, (2014) e Odat *et al.* (2015).

Os estudos sobre a vulnerabilidade de aquíferos por meio de mapeamento têm sido largamente utilizados em todo mundo com a finalidade de auxílio a programas de prevenção a contaminação da água subterrânea. Estas metodologias são, geralmente, utilizadas para fornecer uma avaliação comparativa dessas áreas

com o potencial de contaminação das águas subterrâneas (BARBOZA, 2007; NOBRE *et al.*, 2007).

No Brasil, já existem muitos estudos abordando esta temática, onde se avalia a vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas com base em metodologias consolidadas, a exemplo de pesquisadores como Lobler e Silva (2015), Herlinger Jr e Viero (2007), Santos e Pereira (2011) e Muradás *et al.* (2010), tendo este último realizado um mapeamento de vulnerabilidade no Aquífero Guarani. Nobre *et al.* (2007) afirmam que devido à complexidade envolvida na avaliação de vulnerabilidade de aquíferos, o uso de ferramentas matemáticas, como a modelagem analítica ou numérica, juntamente com sistemas de informações geográficas (SIG), é essencial para manipular grandes quantidades de dados espaciais.

Também são objetos de estudo os impactos decorrentes do processo de urbanização sobre os níveis de qualidade de água, podendo ser citado o trabalho de Shekar, *et al.*, (2015). Em estudos sobre as questões ambientais, Ferreira *et al.* (2010) relataram que a água tem sido um tema comum de preocupação nas estratégias de desenvolvimento dos estados e nações nas últimas décadas. Sua importância social e econômica, a multiplicidade de usos e o fato de que é um recurso vital e insubstituível para a sobrevivência humana, chama a atenção do mundo para a água.

Tais alterações podem ter causas naturais, contudo, as alterações na qualidade da água podem ser agravadas pelas atividades antrópicas decorrentes do uso e ocupação do solo, podendo ocorrer mudança do regime hídrico, desmatamento, mineração, práticas agrícolas, urbanização etc. (MEDEIROS *et al.*, 2009). Estas mudanças podem ser observadas através do monitoramento da qualidade da água.

2.5 Monitoramento da qualidade de água em bacias hidrográficas

O aquífero é considerado dentro de uma ou mais bacias e microbacias hidrográficas, estas consistem em unidades naturais de planejamento ambiental, intervenção e monitoramento (TEODORO *et al.*, 2007). As informações sobre a qualidade das águas nos corpos hídricos brasileiros ainda são insuficientes ou inexistentes em várias bacias e microbacias hidrográficas. Uma rede de

monitoramento é uma ferramenta essencial para obtenção das informações no espaço e no tempo (PORTO e PORTO, 2008).

O monitoramento da qualidade da água tem como finalidade acompanhar as condições ambientais dos corpos hídricos, fornecendo informações para avaliação da efetividade das ações previstas em planos de recuperação e prevenção dos ambientes aquáticos (AMARO, 2009).

Nos estudos aplicados as águas subterrâneas, esse acompanhamento representa uma ferramenta valiosa para o entendimento da dinâmica dos sistemas de águas subterrâneas, podendo ser qualitativo e/ou quantitativo. O monitoramento pode ser visto como um acompanhamento temporal, com medidas periódicas, servindo para identificação de possíveis processos de alteração do meio natural. Para tanto, um conjunto de poços pode representar uma rede de monitoramento de águas subterrâneas (ANA, 2016).

O sistema de monitoramento tem o papel de evidenciar a influência de uma determinada fonte de poluição na qualidade da água subterrânea. A amostragem é efetuada num conjunto de poços distribuídos estrategicamente, nas proximidades da área de disposição do resíduo (oferecendo subsídios para o diagnóstico da situação). A localização estratégica e a construção racional dos poços de monitoramento, aliadas a métodos eficientes de coleta, acondicionamento análise de amostras, permitem resultados bastante precisos sobre a influência do método de disposição dos resíduos, na qualidade da água subterrânea (CETESB, 2020).

É possível diferenciar as técnicas de monitoramento da qualidade da água em dois grupos principais: I) monitoramento sistemático tradicional, que envolve o monitoramento convencional e II) monitoramento automático, que diz respeito ao emprego de sondas e equipamentos de medição (tempo real ou não) (HANISCH; FREIRE-NORDI, 2015). A Tabela 1 apresenta resumidamente algumas vantagens e desvantagens do uso dessas técnicas.

Tabela 1: Vantagens e Desvantagens dos Diferentes Tipos de Monitoramento da Qualidade da Água.

Tipos	Características	Vantagens	Desvantagens
Sistemático Tradicional/ Convencional	Permite acompanhar a evolução das condições da qualidade das águas ao longo do tempo,	•Maior abrangência em termos de parâmetros	• Geralmente dispendioso e demanda muito tempo

	fornecendo séries temporais de dados.	<ul style="list-style-type: none"> • Maior abrangência em termos de área de estudo (distribuição das estações de amostragem) 	<ul style="list-style-type: none"> • Defasagem em tempo entre a coleta e o resultado de análise • Menor possibilidade na detecção de dados atípicos
Sistema Automático (sondas e equipamentos) de medição).	Realização de uma avaliação contínua da qualidade da água, o que permite detectar alterações instantâneas, tornando possível agilizar as providências necessárias.	<ul style="list-style-type: none"> • Maior possibilidade na detecção de dados atípicos • Resultados em tempo real 	<ul style="list-style-type: none"> • Número limitado de parâmetros Analisados • Impossibilidade de coleta de dados quando o equipamento sofre algum dano mecânico ou elétrico

Para estabelecer o monitoramento da qualidade da água (cursos de água e fontes subterrâneas) devem ser realizadas análises de parâmetros estabelecidos pelas legislações ambientais vigentes. Assim, para assegurar o gerenciamento sustentado dos recursos hídricos ao longo da bacia hidrográfica e seus múltiplos usos, é importante a avaliação periódica e sistemática dos indicadores de qualidade de água (GLORIA *et al.* 2017).

2.6 Indicadores de qualidade de água

Os indicadores de qualidade de água utilizados pela CETESB (2020) apresentam similaridade quanto ao conceito de qualidade apresentado, no qual compreende o grau de atendimento por meio da avaliação de parâmetros químicos, físico-químicos e microbiológicos estabelecidos a priori por especialistas da área.

Assim, apesar de aparência complexa, poderemos ter uma mesma amostra de água sendo considerada de qualidade boa e ao mesmo tempo de qualidade ruim, se simplesmente associar o adjetivo na palavra qualidade, mas irá depender da

especificidade da indicação do indicador. Em outras palavras, depende do que aponta o indicador sobre a qualidade (GONÇALVES *et al.*, 2016).

Desta forma, há a necessidade de saber o conceito de qualidade na visão do indicador, isto é, o que ele irá realmente indicar. Segundo o INMETRO (BRASIL, 2015), qualidade compreende ao grau de atendimento ou conformidade de um produto, processo, serviço ou ainda um profissional aos requisitos mínimos estabelecidos em normas ou regulamentos técnicos, ao menor custo possível para a sociedade. Os principais parâmetros considerados nos indicadores de qualidade de água são elencados nas seções terciárias, a seguir.

2.6.1 Temperatura

Segundo Esteves (1998), a temperatura varia nos diferentes corpos de água, em função de flutuações sazonais, sendo influenciada pela latitude, altitude, época do ano, hora do dia e profundidade. Essas variações acontecem de forma gradual, uma vez que a água pode absorver ou mesmo perder calor sem grandes alterações (MELO e NEPOMUCENO, 2017).

As águas subterrâneas possuem uma amplitude térmica pequena, isto é, sua temperatura não é influenciada pelas mudanças da temperatura atmosférica. Exceções são os aquíferos freáticos pouco profundos, como o Serra Geral que abrange toda a região centro-sul do Brasil, estendendo-se ao longo das fronteiras do Paraguai, Uruguai e Argentina.

Em profundidades maiores, a temperatura da água é influenciada pelo grau geotérmico local (em média 1°C a cada 30 m). Em regiões vulcânicas ou de falhamentos profundos, águas aquecidas podem aflorar na superfície dando origem às fontes termais. A temperatura da água é um fator importante de análise (THOMAZ; ROBERTO; BINI, 1997), pois é influenciada por diversos fatores ambientais.

A temperatura tem influência nos processos biológicos, reações químicas e bioquímicas que ocorrem na água e em outros processos, como a solubilidade dos gases dissolvidos e sais minerais. Segundo Santos (1997), os sais dissolvidos e ionizados presentes na água transformam-na num eletrólito capaz de conduzir a corrente elétrica. Como há uma relação de proporcionalidade entre o teor de sais dissolvidos e a condutividade elétrica, pode-se estimar o teor de sais pela medida de condutividade de uma água.

A condutividade é influenciada pela temperatura. Com o aumento da temperatura, a solubilidade dos gases diminui e a dos sais minerais aumenta (MACÊDO, 2004, p.188).

2.6.2 Sólidos Totais Dissolvidos

Os sólidos totais dissolvidos correspondem à soma dos teores de todos os constituintes minerais presentes na água (SANTOS, 1997). A medida de condutividade elétrica, multiplicada por um fator que varia entre 0,55 e 0,75, fornece uma boa estimativa do STD de uma água subterrânea. Segundo o padrão de potabilidade da OMS, o limite máximo permissível de STD na água é de 1000 mg L⁻¹.

Segundo Macêdo (2004), todas as impurezas da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes nos recursos hídricos. A concentração de sólidos em suspensão e de sólidos dissolvidos transmite uma importante informação sobre o curso d'água. A elevada concentração de sedimentos na fonte hídrica pode trazer problemas aos sistemas de captação e tratamento de água, bem como aos reservatórios e aos sistemas de geração hidrelétrica (LIMA, 2001).

2.6.3 Potencial Hidrogeniônico

Para Sawyer *et al.* (1994), o termo pH (potencial hidrogeniônico) é usado para expressar a intensidade da condição ácida ou básica de uma solução e é uma maneira de expressar a concentração do íon hidrogênio.

O pH é um índice que caracteriza o grau de acidez ou de alcalinidade de um determinado ambiente e influencia na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, definindo também o potencial de toxicidade de vários elementos (SANTOS, 1997).

O balanço dos íons hidrogênio e hidróxido (OH⁻) determina quão ácida ou básica ela é. Na água quimicamente pura os íons H⁺ estão em equilíbrio com os íons OH⁻ e seu pH é neutro, ou seja, igual a 7. Os principais fatores que determinam o pH da água são o gás carbônico dissolvido e a alcalinidade.

O pH influi no grau de solubilidade de diversas substâncias, e como consequência na intensidade da cor que por sua vez interfere na turbidez (LIBÂNIO, 2010, p.43).

2.6.4 Turbidez

A cor da água interfere negativamente na medida da turbidez, devido à sua propriedade de absorver luz. Segundo Macêdo (2004), turbidez é a alteração da penetração da luz pelas partículas em suspensão, que provocam a sua difusão e absorção.

A turbidez é desarmoniosa na água potável, apesar disso, não traz inconvenientes sanitários diretos e os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para microrganismos patogênicos, resultando em uma menor eficiência da desinfecção (SANTOS, 1997).

As águas subterrâneas normalmente não apresentam problemas devido ao excesso de turbidez. Em alguns casos, águas ricas em íons Fe, podem apresentar uma elevação de sua turbidez quando entram em contato com o oxigênio do ar (SANTOS, 1997).

2.6.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Segundo Mota (1995), a demanda bioquímica de oxigênio é a quantidade de oxigênio molecular necessário para estabilização da matéria orgânica decomposta aerobicamente por via biológica. Expressa a presença de matéria orgânica, constituindo-se em importante indicador de qualidade das águas naturais.

A DBO indica a intensidade do consumo de oxigênio (em mg L^{-1}) necessário às bactérias na estabilização da matéria orgânica carbonácea, acabando por também indicar a concentração do carbono biodegradável. A DBO_5 , é um teste padrão, realizado a uma temperatura constante e durante um período de incubação, também fixo de 5 dias. É medida pela diferença do OD antes e depois do período de incubação.

2.6.6 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) na água é uma variável extremamente importante, haja vista que a maioria dos organismos necessita deste elemento para a respiração.

A medição do teor de oxigênio dissolvido viabiliza avaliar a sua capacidade de manter a vida aquática. Em águas subterrâneas, embora esteja presente em concentrações muito baixas por não estar em contato direto com a atmosfera, a sua medição pode auxiliar na compreensão do comportamento das espécies presentes. Por esta razão, é um parâmetro corriqueiramente analisado no momento da coleta de águas subterrâneas. Devido à sua instabilidade, torna-se necessária a análise imediata de OD, recorrendo a equipamentos previamente calibrados (GONÇALVES, *et al.*, 2009).

Segundo Derísio (2000), a determinação do oxigênio dissolvido é de grande importância para que sejam avaliadas as condições naturais da água e detectados impactos ambientais como eutrofização e poluição orgânica.

2.6.7 Nitrogênio

As fontes de espécies de nitrogênio nas águas naturais são diversas, onde o nitrito e nitrato merecem destaque. Estas são formas oxidadas desse elemento e podem-se associar à idade da poluição (CETESB, 2009).

Os esgotos sanitários constituem, em geral, a principal fonte de lançamento de nitrogênio orgânico nas águas, devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, à hidrólise da uréia na água, dentre outras. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal em águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes (CAMPOS, 2015).

Nitratos em níveis elevados são tóxicos, causando uma doença chamada meta-hemoglobinemia, que é letal para crianças. Neste caso, o nitrato reduz-se a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre. Por isso, o nitrato e nitrito são considerados padrões de potabilidade na água para consumo humano que devem estar de acordo com os valores máximos permitidos pela legislação vigente (CETESB, 2009).

2.6.8 Fósforo

O fósforo é um elemento químico não metálico, que se encontra na natureza em combinações de fosfatos e outros sais. Em sistemas aquáticos, o fósforo ocorre como fosfato orgânico ou inorgânico, ambos os tipos de fosfato podem estar na água, estando dissolvidos, suspensos ou ligados à partículas (LEE, 1999).

A ocorrência de fósforo em águas naturais deve-se, especialmente, às descargas de esgotos sanitários. Sendo que a matéria orgânica fecal e os detergentes em pó empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte. Indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam efluente com presença de fósforo em quantidades excessivas (CETESB, 2009).

O fósforo, o ortofosfato e a amônia formam o principal grupo de nutrientes com relação direta ao processo de eutrofização de um corpo d'água (VIDAL e CAPELO, 2014). Um dos principais impasses relacionados à eutrofização é a proliferação de cianobactérias em detrimento de outras espécies aquáticas. Quando submetidas a determinadas condições ambientais, muitos gêneros de cianobactérias podem produzir toxinas que chegam a ser fatais aos animais e aos seres humanos (CONLEY *et al.*, 2009; RABALAIS *et al.*, 2009).

Além das cianobactérias, é cabível citar o grupo de bactérias Coliformes principalmente as Termotolerantes, que constituem um importante indicador de qualidade que tem sido amplamente utilizado para o monitoramento da potabilidade.

2.6.9 Coliformes Termotolerantes

Os Coliformes Termotolerantes, também chamados de Coliformes Fecais, toleram temperaturas acima de 40°C e reproduzem-se nessa temperatura em menos de 24 horas.

Na determinação de coliformes, realiza-se a diferenciação entre os de origem fecal e não fecal. Os coliformes de origem fecal não se multiplicam facilmente no ambiente externo e são capazes de sobreviver de modo semelhante às bactérias patogênicas (ZULPO *et al.*, 2006, p.108). De acordo com Pinheiro (2008), as bactérias do grupo coliforme encaixam-se dentro dos parâmetros bacteriológicos, e a presença

da *Escherichia Coli* é um importante indicador de contaminação fecal para a qualidade das águas.

Quando existe a necessidade de resumir as informações sobre vários parâmetros monitorados com a finalidade de informar o público leigo e orientar as ações de gestão da qualidade são utilizados os índices de qualidade.

2.7 Avaliação da qualidade por meio de índices

A criação dos índices decorreu do aumento da coleta de amostras de água para determinação de parâmetros de qualidade (físicos, químicos e bacteriológicos), que podem ser designados como indicadores de qualidade. Pela necessidade de traduzir estes dados em uma forma que fosse facilmente compreendida, agregando-se os indicadores de qualidade, prosperou a formulação de índices numéricos.

Diversos autores utilizam-se dos parâmetros do Índice de Qualidade da Água - IQA, para verificar a qualidade da água de um corpo hídrico (RABELO *et al.*, 2009; ANA, 2016; FERREIRA, 2016; GLORIA *et al.* 2017; AMÂNCIO *et al.*, 2018).

A CETESB utiliza diferentes índices específicos para cada uso do recurso hídrico e dentre eles está o IAP – Índice de qualidade de águas brutas para fins de abastecimento Público; o ISTO – Índice de substância tóxica e organoléptica; o IPMCA – índice de parâmetros mínimos para a preservação da vida aquática; o IVA – Índice de Preservação da Vida Aquática e o IET – índice do estado trófico. Cada indicador possui um determinado número de parâmetros associados para a sua indicação (CETESB, 2009).

Os primeiros relatos sobre índices de qualidade de água datam do ano de 1965, iniciando-se com o Índice de Horton (Horton's Index) (HORTON, 1965), que pode ser compreendido como o primeiro índice de qualidade de água.

Estudos de Abbasi (2002) já apontavam para o fato de que os índices de qualidade de água não são a única fonte de informação que pode influenciar na tomada de decisões relacionadas à água, e que muitos outros fatores devem ser considerados além dos índices e dados de monitoramento nos quais os índices são baseados (ABBASI, T. e ABBASI, S., 2012).

Novas ações foram engrenadas e nos anos seguintes surgiram iniciativas que associam aos índices o uso de métodos tais como estatística multivariada (Kubrusly, 1992; 2001), krigagem, mapas temáticos utilizando GIS (sistema de informações geográficas), lógica fuzzy, dentre outros, permitindo uma avaliação integrada da qualidade da água. Estas iniciativas surgiram de forma mais acentuada, contribuindo tanto para assegurar a integração das ferramentas, e com isso obter melhores resultados nas avaliações, como também para lançar novas propostas de desenvolvimento de índices de qualidade de água (ALMEIDA, 2019).

Na Tabela 2, pode ser observada uma síntese de índices utilizados para determinar a qualidade de águas superficiais e subterrâneas.

Tabela 2: Índices mais utilizados para determinar a qualidade de águas superficiais e subterrâneas.

Índice	Região estudada	Finalidade	Referência
HI - Horton's Index	USA	Índice numérico para avaliação geral da qualidade da água.	Horton R.K. ,1965
NSF WQI - National Sanitation Foundation	USA	Índice numérico para avaliação geral da qualidade da água.	Brown R.M. at al, 1970
Pratis's Index	Europa	Avaliação da qualidade da água superficial através de um <i>Índice de Poluição</i> .	Prati L. atal,1971
Deininger's Index	USA	Discussão de um índice objetivo da qualidade da água.	J.M.Landwehr,R.A. Deininger, 1971
DWQI – 1972	USA	Sistema para avaliação da qualidade da água	Dinius S.H., 1987
IQA – CETESB	Brasil	Adaptado e desenvolvido em 1975 pela CETESB, a partir do NSF, o IQA – Índice de Qualidade das Águas incorpora nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para abastecimento público.	CETESB, 1975
DWQI – 1987	USA	Sistema para avaliação da qualidade da água, com	Dinius S.H., 1987

		incorporação de parâmetros que indicam poluição.	
ATI - Aquatic Toxic Index	África do Sul	Índice voltado para a proteção da vida aquática, referida em termos dos efeitos tóxicos que variáveis de qualidade da água causam a diferentes espécies de peixes, como indicadores de saúde do ecossistema aquático.	Wepener, 1992.
Contamination Index Cd	Finlândia	Avaliação e mapeamento do grau de contaminação da água subterrânea.	B. Backman, D. Bodiš, P. Lahermo, S. Rapant, T. Tarvainen, 1998
Swamee and Tyagi's Index	Índia	Proposta de um conjunto de equações para agregação de sub índices de parâmetros de qualidade da água, a fim de facilitar a adaptação aos programas de computador, evitando eclipse e ambiguidade.	Swamee, P. K. and Tyagi, A., 2000.
CCME WQI	Canadá	Índice para avaliação da qualidade da água baseado na combinação de três fatores: alcance (F1), frequência (F2) e amplitude (F3) dos teores permitidos para os parâmetros analisados.	CCME -Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001.
OWQI - Oregon Water Quality Índice	USA	Índice baseado no NSF, para avaliação geral da qualidade da água, utilizando adicionalmente sistemas de informações geográficas (GSI).	Cude C.G., 2001
CPCB WQI	Índia	Índice desenvolvido para avaliar o perfil de qualidade de água de rio Ganges, onde foi adotado o sistema de pesos e a agregação multiplicativa, de forma similar ao Índice do NSF WQI com pequenas modificações.	Abbasi, 2002

NEERI OIP	Índia	Índice Geral da Poluição (OIP) desenvolvido para avaliação das águas superficiais. Utiliza esquema de classes de qualidade, às quais são atribuídos valores em progressão geométrica, ou seja, 1, 2, 4, 8 e 16, respectivamente, onde, o número designado como classe do índice indica o nível de poluição em termos numéricos.	Sargaonkar e Deshpande, 2003
SEQ ESO	França	Avaliação da qualidade da água subterrânea, incorporando os conceitos de intemperismo (alterações) e uso da água.	Cadilhac e Albinet, 2003
RSI - River Status Index	Taiwan	Avaliação geral da qualidade da água superficial, com utilização da análise estatística multivariada para discernir os parâmetros mais significativos.	Liou SM, Lo SL, Wang SH, 2004
IQNAS	Brasil	Índice da qualidade natural da águasubterrânea (IQNAS) aplicado ao Estado da Bahia.	Oliveira, I. B.; Negrão, F. I., 2004
GWQI Stigter	Portugal	Apresenta metodologia na qual os dados são primeiramente distribuídos em três classes para cada um dos parâmetros envolvidos. A primeira classe tem concentrações abaixo do nível do guia (GL), enquanto a terceira classe possui concentrações acima da concentração máxima admissível (MAC) para cada parâmetro. A segunda classe tem concentrações entre os dois valores de referência. Utiliza o método de análise fatorial de correspondência.	Stigter T.Y. et al.,2006

IQASB	Brasil	Índice da Qualidade da Água Subterrânea Bruta (IQASB), aplicado aos aquíferos do Estado da Bahia.	Almeida, R. A. S., 2007a
GWQI – Iran	Qazvin - Irã	Desenvolvimento de um Índice de qualidade da água subterrânea (GWQI), na província Qazvin (Irã), com uma abordagem similar ao NSF WQI.	Saeedi, M. <i>et al.</i> , 2010
GDWQI	Austria	Índice global de qualidade de água desenvolvido para atender metas de desenvolvimento do milênio, baseado na proposta do CCME WQI (Canadá).	UNEPGEMS/Water, 2007
IPAS	Brasil	Representa o percentual das amostras de águas subterrâneas em conformidade com os padrões de potabilidade e de aceitação ao consumo humano da Portaria do Ministério da Saúde nº 518/04.	CETESB, 2010.
GWQI –Keta	Keta - Gana	Índice de qualidade da água usando uma forma modificada da metodologia do CCME WQI (Canadá), na qual é atribuído um peso maior à Amplitude (F3) em relação aos outros dois fatores: Alcance (F1) e Frequência (F2), utilizando adicionalmente análises multivariadas e espaciais.	Yidanaet <i>al.</i> , 2010

Fonte: adaptado de Almeida (2011).

No Brasil, o interesse pelos índices cresceu a partir do momento em que o Conselho Nacional de Meio Ambiente, em seu relatório anual de 1972, manifestou a importância da utilização de índices para o meio ambiente (MMA, 2003). Recomendação seguida pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB, que utilizou entre 1975 e 2001 o Índice de Qualidade das Águas (IQA_{CETESB}), no gerenciamento ambiental das 22 unidades hídricas em que está dividido o Estado de São Paulo e na disponibilização de informação básica de qualidade de água para

a população em geral (PAULA FILHO, 2014). O referido índice utilizado pela CETESB foi desenvolvido a partir da adaptação do índice NSF também conhecido como “Índice de Brown”.

2.7.1 IQA - National Sanitation Foundation NSF

Com o apoio da *National Sanitation Foundation (NSF - USA)*, um grupo de pesquisadores coordenados por Robert M Brown, na década de 1970, desenvolveram o IQA_{NSF}. A técnica Delphi foi utilizada para selecionar os parâmetros que compõem o índice. A mesma consistiu basicamente na consulta e consenso de respostas de um grupo de especialistas da área de interesse (ALMEIDA e OLIVEIRA, 2007b).

O modelo conceitual do IQA_{NSF} segue os padrões de elaboração da grande maioria dos índices de qualidade de água superficial e subterrânea. Em geral, após a seleção dos parâmetros, são elaboradas curvas empíricas para o comportamento de cada um dos parâmetros selecionados, com base em limites ou padrões de qualidade, com o objetivo de unificar as unidades das variáveis. Em seguida, são atribuídos pesos a cada um dos parâmetros e aplicado algum critério de agregação (soma, produto, etc.), que resulta em um número adimensional que representa a qualidade da água (FERREIRA, *et al.*, 2015).

A agregação dos parâmetros foi proposta inicialmente na forma de um somatório do produto da qualidade do parâmetro pelo peso a ele atribuído. A qualidade do parâmetro é um número compreendido de 0 (menor qualidade) a 100 (melhor qualidade) (ALMEIDA, 2007a).

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização e características gerais

A área de interesse do presente estudo é a Bacia Sedimentar do Araripe (BSA) e a Microbacia Hidrográfica São José (MHSJ), localizadas ao sul do Estado do Ceará, abrangendo parte da Região do Cariri (Figura 2).

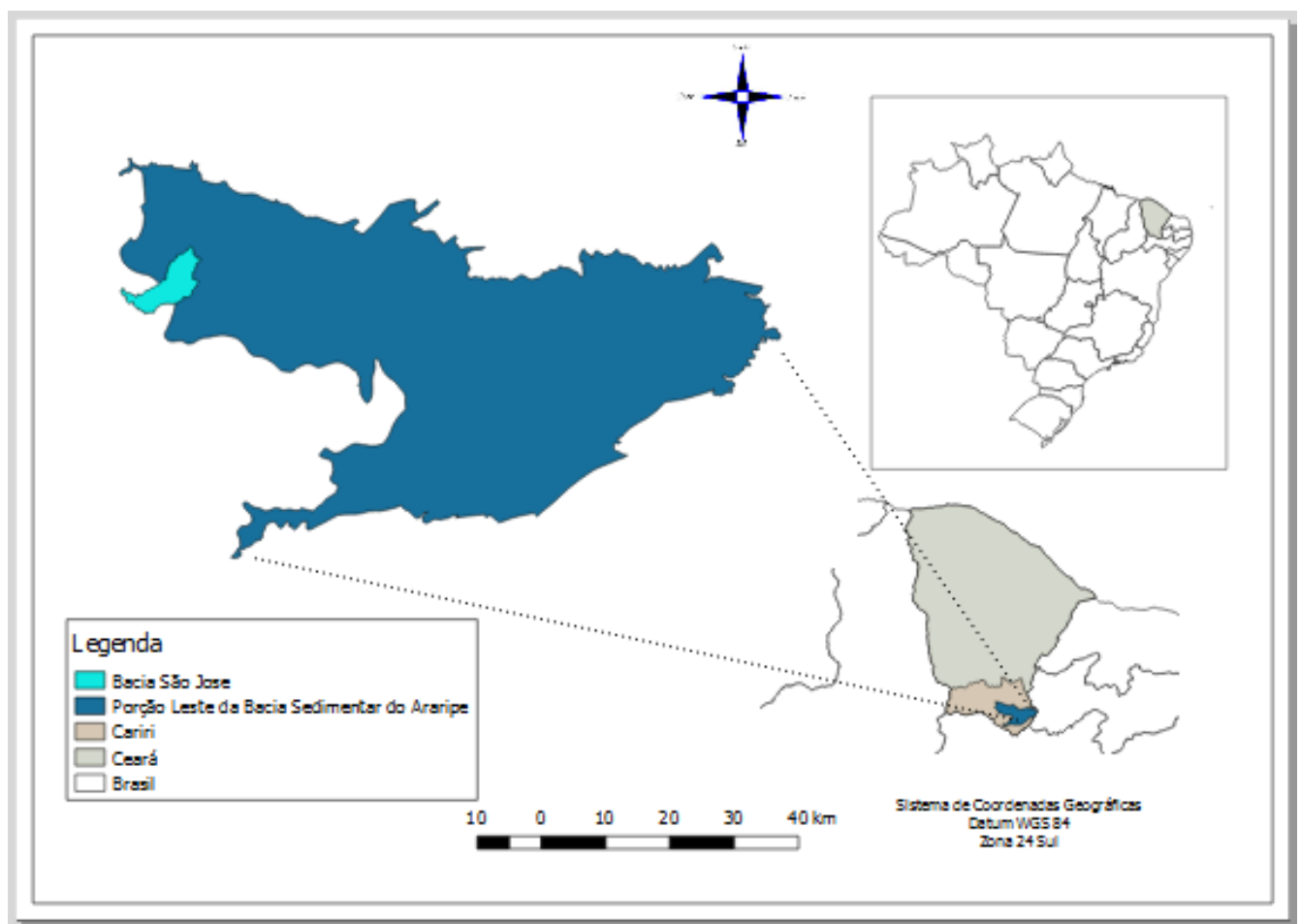


Figura 2: Localização da Microbacia São José e Porção Leste da Bacia Sedimentar do Araripe, Cariri Cearense.

O clima da região apresenta elevadas temperaturas e baixas amplitudes térmicas anuais com marcante irregularidade pluviométrica (NIMER, 1989; MENDONÇA e DANNI-OLIVEIRA, 2007). Conforme Magalhães e Oliveira (2009), as condições ambientais desta propiciam características peculiares representadas por

uma complexa rede de correlações entre feições geológicas, geomorfológicas, pedológicas, climáticas, hidrológicas e vegetacionais.

A maior reserva de água subterrânea do estado do Ceará está localizada na Bacia Sedimentar do Araripe. O relevo é constituído por dois domínios principais, planalto e depressão, conhecidos como Chapada do Araripe e Vale do Cariri, respectivamente (COGERH, 2009). A Chapada ocupa 73% da Bacia Sedimentar do Araripe e compreende altitudes que variam de 1.000 m ao norte de Porteiras - CE, na porção leste, a 700 m nas imediações de Araripina - PE, na porção oeste (DNPM, 1996 apud COGERH, 2009), destacando-se na paisagem nordestina devido os desníveis em torno de 400m com a superfície sertaneja que circunda a chapada.

A Microbacia Hidrográfica do São José - MHSJ (Figura 2) está inserida na porção Oriental (Leste) da Bacia Sedimentar do Araripe, sendo o rio São José um dos que recebem seus afluentes. Apresenta grande variação de altitude, áreas com cotas menores que a média corresponde a 80,55%. Essas características, associadas à razão de bifurcação menor que 2, definem a microbacia como de relevo colinoso (CASTRO e CARVALHO, 2009). A declividade média da MHSJ é 7,9%. A declividade máxima é de 54% na zona de encosta e a mínima é de 0%, na zona de chapada e pediplano. A declividade média do curso d'água principal é de 3,77%. As áreas com declividades menores que a média corresponde a 62,47%. Essa característica indica que a MHSJ apresenta escoamento superficial lento e tempo de concentração elevado (COSTA *et al.*, 2013).

A MHSJ possui densidade de drenagem de 0,96 km² e é classificada, segundo Villela e Mattos (1975), como de capacidade de drenagem regular, que pode estar associada às suas características geomorfopedológicas, as quais propiciam uma baixa razão de flúvio/infiltração. Isso ocorre devido a MHSJ ser constituída por rochas sedimentares e em grande parte por solos permeáveis de topografia suave. A razão de bifurcação de 1,72 indica que a rede de drenagem da bacia é pouco ramificada. Possui coeficiente de rugosidade de 7,62, classificado segundo Sicco e Smith (1978), como de categoria C, indicando que a área deverá ser ocupada por florestas ou consorciações de pastagens com florestas. Segundo classificação de Ramalho Filho e Beek (1995), cerca de 26,91% da área da MHSJ apresenta relevo plano (com declividades entre 0 e 3%); 38,20%, relevo suavemente ondulado (3 e 8%); 17,49%, relevo moderadamente ondulado (8 e 13%); 11,52%, relevo ondulado (13 e 20%);

5,61% relevo fortemente ondulado (20 e 45%) e apenas 0,25% relevo montanhoso (45 e 54%).

3.2 Condições climáticas

O Cariri cearense, inserido na região Nordeste do Brasil, possui clima caracterizado pelo IBGE como sazonal, cujas principais características são: elevadas temperaturas, baixas amplitudes térmicas, baixos índices de nebulosidade, forte insolação, elevadas faixas de evaporação e irregularidade pluviométrica (RAMIRES *et al.*, 2017).

O regime pluviométrico no Estado do Ceará é marcado por dois períodos distintos: o chuvoso que se estende principalmente de fevereiro a maio, e o período seco compreendido entre os meses de junho a outubro. No intermédio de novembro estendendo-se até janeiro, ocorre a chamada pré-estação chuvosa (RAMIRES e SALGADO, 2017).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Uso e ocupação do solo

A obtenção de imagens de satélites para classificação do uso e ocupação do solo na área de estudo ocorreu por meio do *site Earth Explorer*, que constitui uma plataforma administrada pelo serviço geológico dos Estados Unidos – USGS (sigla em inglês). As imagens selecionadas são provenientes do sensor OLI, a bordo do satélite Landsat 8, de um mês seco (setembro) do ano 2019, correspondentes aos caminhos 217 e 216, e órbita 065, nas datas de 13/09/2019 e 20/09/2019. Os mapas foram elaborados na projeção cartográfica UTM (Universal Transversa de Mercator), Zona 24S, Datum WGS 84.

O mapeamento das classes de uso e ocupação do solo se deu pela interpretação visual do formato, textura, tonalidade/cor e comportamento espectral das unidades que compõe a paisagem presente na imagem. Para a classificação da imagem foi utilizado o programa computacional de geoprocessamento SIG QGIS 2.14.8, a partir do complemento Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) onde foi identificada em cada banda a presença de vegetação, a qual pode ser compreendida em: vegetação densa, vegetação esparsa, vegetação rala, solo exposto, e área urbanizada.

Por meio do site da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos- FUNCEME (2020) foi possível observar o comportamento pluviométrico nos períodos seco e chuvoso. A localização dos poços considerados no estudo foi obtida via receptor GNSS, durante coletas no local.

4.2 Análise e tratamento dos dados secundários de monitoramento da qualidade da água na BSA

Foram disponibilizados pela Companhia de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) dados qualitativos e quantitativos de monitoramento da qualidade da água subterrânea de 22 poços onde as coordenadas geográficas estão

dispostas na Tabela 3 e Mapa de localização (Figura 3). Estes dados correspondem ao monitoramento realizado durante quatro anos consecutivos (2014 – 2018).

Tabela 3: Coordenadas geográficas dos poços monitorados na porção Leste da bacia Sedimentar do Araripe.

Poços	Coordenadas	
	UTM-e	UTM-n
P1	495883	9190915
P2	466080	9191965
P3	468946	9192795
P4	503724	9172342
P5	501117	9171597
P6	956194	9201796
P7	454416	9199948
P8	459579	9202206
P9	452407	9201545
P10	455193	9199609
P11	452994	9200770
P12	456274	9200405
P13	467254	9202350
P14	464315	9203310
P15	466476	9203639
P16	466842	9203987
P17	464348	9200811
P18	464599	9201301
P19	466245	9201242
P20	477345	9189181
P21	484044	9198182
P22	493776	9166380

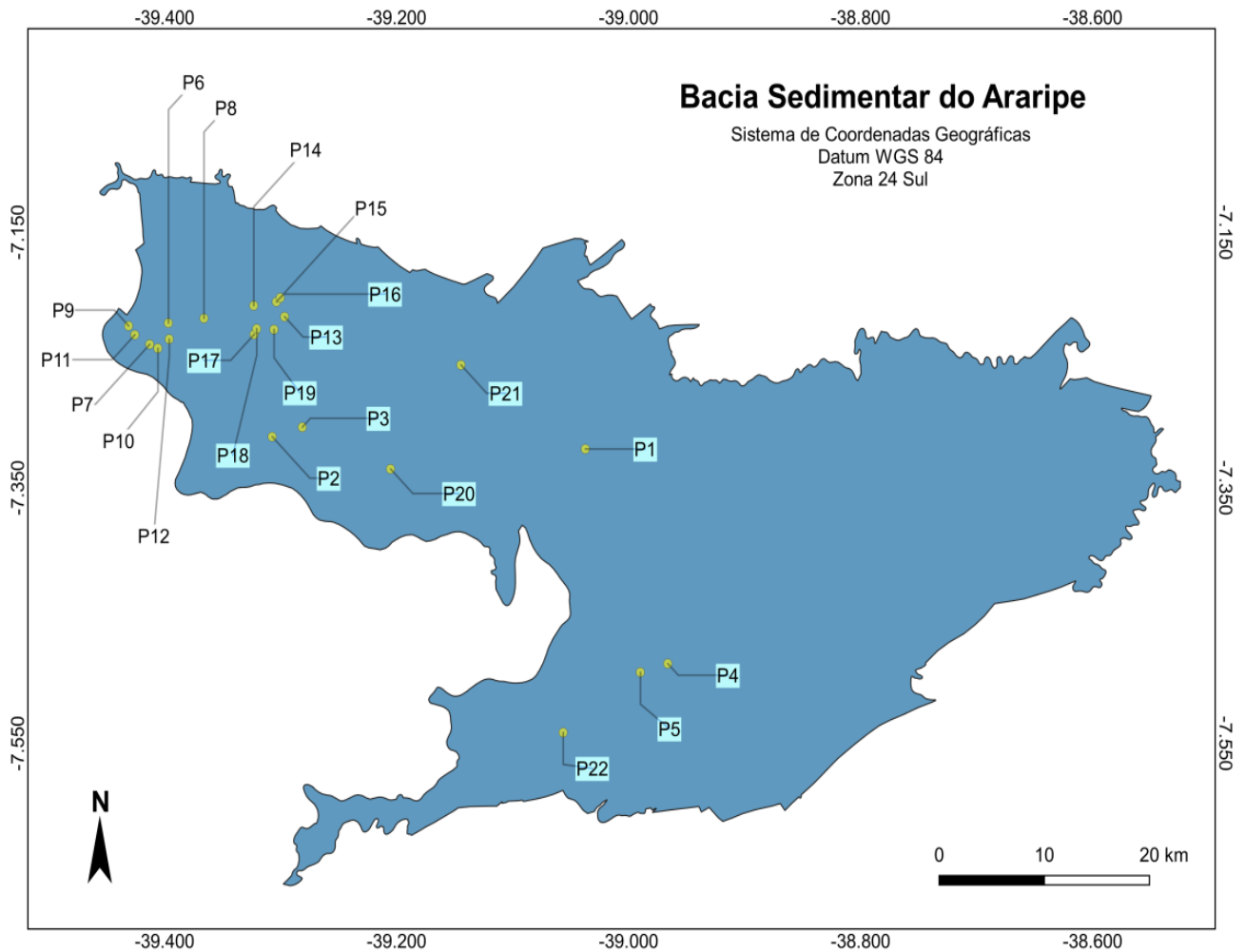


Figura 3: Localização de poços monitorados na porção Leste da Bacia Sedimentar do Araripe, cariri cearense.

A definição dos parâmetros representativos estatisticamente para fins de análise da qualidade da água foram os indicadores que compõem o IQA_{NSF}, sendo, portanto, parâmetros físicos: Temperatura T, Turbidez, e Sólidos Totais Dissolvidos STD, os parâmetros químicos foram Potencial Hidrogeniônico pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO, Oxigênio Dissolvido OD, Nitrato N-NO₃⁻ e Fósforo P-PO₄³⁻ e o parâmetro microbiológico de Coliformes Termotolerantes CTT (*E. Coli*).

A quantificação dos componentes físico-químicos nas amostras de água teve como referência os procedimentos analíticos da American Public Health Association - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Na Tabela 4 estão dispostos o método de análise por parâmetro e o número total de amostras considerados durante todo o período de monitoramento.

Tabela 4: Método de análise por parâmetro e o número total de amostras (n) considerados durante o período de monitoramento (2014-2018).

Parâmetros	Método adotado	n
Temperatura da Água T(°C)	Sonda Multiparâmetros (Hanna, H1 9828)	147
Turbidez (NTU)	Nefelométrico, 2130 B.	159
Sólidos Totais Dissolvidos STD (mg L ⁻¹)	Sonda Multiparâmetros (Hanna, H1 9828)	158
Potencial Hidrogeniônico pH	Sonda Multiparâmetros (Hanna, H1 9828)	315
Fósforo P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	Molibdato-vanadato/4500-P C	160
Nitrato N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	Espectrofotômetro (Hach, DR 3900)	184
Oxigênio Dissolvido OD (mg L ⁻¹)	Sonda Multiparâmetros (Hanna, H1 9828)	158
Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO (mg L ⁻¹)	Método Hach, na Incubadora (Ethik Technology, 411D)	158
Coliformes Termotolerantes CTT- E. Coli (NMP/100mL).	Técnica de Fermentação em Tubos Múltiplos	154

Após a obtenção dos dados qualitativos e quantitativos dos 22 poços monitorados pela COGERH, foram empregados métodos de estatística descritiva e obtidas médias, valores mínimos e máximos observados, variância e desvio padrão. A normalidade dos dados foi avaliada através do teste de Shapiro-Wilk. A avaliação do comportamento sazonal foi realizada através de teste de hipótese paramétrico ou não paramétrico conforme o comportamento da distribuição da população de dados (N =22; p = 0,05) por meio do programa SPSS®.

4.3 Campanhas de amostragem na Microbacia Hidrográfica São José

Com intuito de conhecer as condições atuais de qualidade das águas subterrâneas da Região Metropolitana do Cariri e o efeito sazonal sobre os parâmetros de qualidade, foram realizadas duas campanhas de coletas em maio e outubro do ano de 2019 em oito poços de abastecimento na Microbacia Hidrográfica São José - MHSJ, conforme coordenadas apresentadas na Tabela 5, e localização apresentada no mapa da Figura 4.

Tabela 5: Coordenadas geográficas dos poços monitorados na Microbacia Hidrográfica São José.

Poços	Coordenadas		Descrição do local
	UTM_e	UTM_n	
01	459495	9200666	CJ Padre Cicero
02	459306	9200592	Belas Artes
03	459887	9199920	São José
04	459851	9199758	Artesão
05	459300	9199600	Hélio
06	461179	9197504	Santa rosa
07	458074	9196491	Baixio do moquém
08	457452	9196045	Baixio das palmeiras

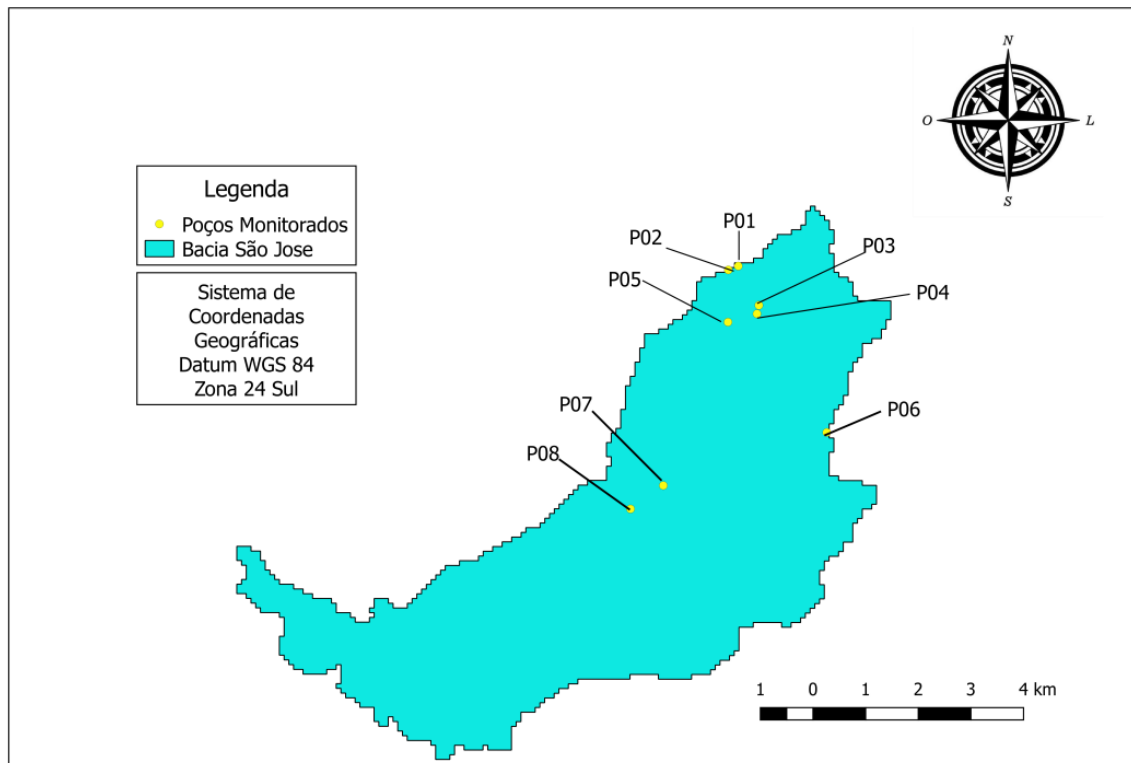


Figura 4: Localização de poços monitorados na Microbacia Hidrográfica São José - MHSJ.

Nas campanhas de amostragem através de sondas portáteis, foram estimados *in situ* as medidas de: temperatura T, condutividade elétrica - COND, turbidez TB, e pH. Os sólidos Totais Dissolvidos-STD foram estimados por meio da conversão a partir da condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) mediante multiplicação do fator

de correção 0.7 x 2140 (microSiemens) conforme recomendação do fabricante Hanna Brasil.

Os procedimentos de amostragem, realização das medidas hidroquímicas, armazenamento adequado das amostras para posterior análise em laboratório dos demais parâmetros físico-químicos e microbiológicos, tiveram como base o Manual prático de análise de água da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2013).

4. 3.1 Análise físico-química das amostras de água bruta

Na central analítica da UFCA, foram realizadas nas amostras de água bruta proveniente dos oito poços de abastecimento localizados na Microbacia São José, as seguintes análises: Nitrogênio de kjeldahl Total NTK e Amoniacal N-NH₃, Fósforo P-PO₄³⁻, Oxigênio Dissolvido OD, Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO, tendo como base o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Os parâmetros de Cor e Dureza (DUR) foram analisados no Centro Universitário Dr. Leão Sampaio *campus* Saúde. O parâmetro de Dureza foi analisado pelo método titulométrico do EDTA, e a análise de Cor ocorreram por meio da leitura direta em Colorímetro modelo DLN-100.

4. 3.2 Análise Microbiológica

A análise de coliformes totais e termotolerantes (CTT) foram realizadas por dois métodos: (i) Técnica de Fermentação em Tubos Múltiplos, adotada na primeira campanha de coleta, e (ii) Técnica do Substrato Cromogênio (Colilert) método utilizado na segunda campanha de coleta. Ambas as técnicas adotadas foram realizadas conforme o Manual prático de análise de água da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2013).

4.3.2.1 *Técnicas de Fermentação em Tubos Múltiplos*

A técnica adotada foi realizada no laboratório de saneamento da UFCA com o uso de tubos de Durhan invertidos, pela preparação de séries com 3 tubos em cada. Foram adicionados 10 ml de Caldo Lauril Sulfato de Sódio Simples nos tubos de ensaio e então as amostras foram inoculadas, sem diluição e com diluições em 9,2 mL de caldo peptona (CP) de 10⁻¹, 10⁻² e 10⁻³.

4.3.2.2 *Teste Presuntivo*

O teste presuntivo consistiu na semeadura de volumes determinados da amostra em tubos de Caldo Lauril Sulfato de Sódio Simples (CLSSS), os quais foram incubados a 37°C, durante 24 – 48 horas. Durante este processo é esperado uma seleção inicial de organismos que fermentam a lactose com produção de gás. Portanto, a formação do gás a partir da fermentação da lactose é uma prova presuntiva positiva para a presença de bactérias do grupo Coliformes.

4.3.2.3 *Teste Confirmativo*

O teste confirmativo consiste na transferência da cultura de todos os tubos positivos de CLSSS, incubados a 35°C durante 24–48 horas, para tubos contendo Caldo Lactosado Verde Brilhante Bile 2% (CLVBB) incubados, também, por 24 – 48 horas, a 35°C. Este teste reduz a possibilidade de resultados positivos decorrentes da atividade de bactérias esporuladas (falso positivo). A produção de gás a partir da fermentação da lactose é prova confirmativa positiva.

O teste de diferenciação para Coliformes Fecais consiste na transferência das culturas de todos os tubos positivos de CLSSS (exame presuntivo) para tubos contendo meios de EC (*Escherichia coli*), os quais são incubados durante 24 horas, a 44,5°C, em banho-maria.

4.3.2.4 *Substrato Cromogênio (Colilert)*

Essa técnica se baseia na ação de enzimas produzidas pelos Coliformes, por meio da alteração de cor e pelo aparecimento de fluorescência sem necessidade de testes confirmativos. O reagente Colilert contém os substratos cromogênicos orto-nitrofenil-β-D-galactopiranosídeo (ONPG) e o fluorogênico 4-metilumbeliferil-β-D-glucoronídeo (MUG), que detectam simultaneamente as bactérias do grupo coliforme total e *E. Coli* em amostras de água (FUNASA, 2013).

O substrato cromogênico ONPG é usado na detecção da enzima típica do grupo coliformes totais, a β -galactosidase, que hidrolisa o ONPG a orto-nitrofenol resultando na alteração da cor do meio para amarelo (FERNANDES e GOIS, 2015; SILVA *et al.*, 2017). Para a detecção de *E. coli*, o substrato MUG sofre a ação da enzima β -glucuronidase, que é característica dessa bactéria. Ao ser degradado, o MUG libera a 4-metilumbeliferona que, quando submetida à luz ultravioleta (UV), apresenta fluorescência (SILVA *et al.*, 2017).

Após a coleta, as amostras da água dos poços foram armazenadas em frascos estéreis e mantidas em isopor imerso em gelo durante o percurso de viagem até o laboratório, onde foi retirada uma alíquota de 100 mL de cada amostra e homogeneizada com uma ampola do substrato Colilert e incubados a 37°C por 24h, após esse período foi observada a cor das amostras e realizada a leitura que consistiu em visualizar sob a Luz UV.

4.3.2.5 Interpretação dos resultados

A permanência do meio incolor sob luz UV indica a ausência de bactérias do grupo coliforme e de *E. coli* nas amostras. Se o meio tiver sua cor alterada para amarelo e não apresentar fluorescência sob luz UV, indica presença de bactérias do grupo coliforme e ausência de *E. coli*. Caso a cor do meio seja alterada para amarela e este apresentar fluorescência sob luz UV, significa presença de bactérias do grupo coliforme total e *E. coli*.

4.4 Análise e tratamento dos dados obtidos em campo

Para avaliar a normalidade dos dados e comportamento sazonal foi utilizado o programa SPSS®. A normalidade dos dados foi avaliada mediante o teste de Shapiro-Wilk. A avaliação do comportamento sazonal foi realizada por meio do teste de hipótese paramétrico ou não paramétrico conforme o comportamento da distribuição da população de dados ($n=8$; $p \leq 0,05$). Os resultados das variáveis analisados foram comparados com os Valores Máximos Permitidos (VMPs) pela legislação vigente.

4.5 Gráficos de distribuição de frequência

Foram elaboradas distribuições de frequência, por meio do software Excel® para analisar o comportamento de cada variável, com base nos limites e padrões de qualidade de água para consumo humano estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 396/2008, e da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 (BRASIL, 2017), com objetivo de determinar as variáveis críticas, aquelas que tem maior desvio em relação aos padrões. O resultado foi expresso em porcentagem.

4.6 Análise de Componentes Principais

Conforme Centeno *et al.* (2020), uma das melhores maneiras de adequar o IQA para determinar a qualidade de um corpo d'água específico é fazer a readequação dos pesos de cada variável que compõe o índice de qualidade da água. Essa readequação pode ser realizada por meio da modificação dos pesos de cada variável de qualidade da água, utilizando métodos estatísticos multivariados.

As médias das variáveis críticas monitoradas na BSA foram utilizadas como dados de entrada para aplicação do método de estatística multivariada (Análise de Componentes Principais/ACP).

A ACP tem como principais vantagens: retirar a multicolinearidade das variáveis, pois permite transformar um conjunto de variáveis originais Inter correlacionadas em um novo conjunto de variáveis não correlacionadas. Além disso, reduz muitas variáveis a eixos que representam as componentes principais, sendo estes eixos linearmente independentes explicando a variação dos dados de forma decrescente e independente (HONGYU *et al.*, 2015).

A ACP foi escolhida para avaliar a relação entre as variáveis, evidenciando a participação individual dos elementos físicos, químicos e biológicos. Primeiramente, construiu-se uma matriz de dados expressos por $X = (x_{i,j})$, em que $i=1\dots n$ é o índice da amostra coletada ($n=22$) e $j=1\dots p$ é o índice da variável ($p=9$). Em seguida, realizou-se a normalização dos dados no *software* Statistica®, versão 7.0 (SILVA e AZEVEDO, 2009). Logo após, transformou-se a matriz de dados originais (22×9) em uma matriz

de correlações [R] ($p \times p$), na qual p corresponde às nove variáveis de qualidade da água a serem analisadas. Posteriormente, essa matriz foi decomposta e deu origem a um novo conjunto de variáveis, denominadas de Componentes Principais (CP). Após a realização da ACP, procedeu-se ao cálculo do índice de qualidade de água.

4.7 Proposição do Índice de Qualidade de Água Regionalizado

Segundo Costa *et al.* (2012) e Moretto *et al.* (2012), no cálculo do IQA, o somatório dos pesos das variáveis deve ser igual a 1, e, quando necessário, deve-se realizar uma transformação matemática nos autovalores por meio da divisão de cada um dos valores pelo somatório total dos autovalores, obtendo-se assim os pesos calibrados (CECCONELLO, *et al.*, 2018).

O cálculo do índice NSF adaptado a região do Cariri Cearense IQA_R , foi obtido com base nas componentes principais mais significativas, de acordo com o grau de importância de cada variável para o manancial em estudo (MINGOTI, 2013). Este, por conseguinte, foi calibrado substituindo assim os pesos empregados pela NSF.

A formulação matemática utilizada no índice de qualidade de água (IQA_R) baseia-se no princípio em que o produto dos valores de qualidade das águas subterrâneas a partir das variáveis estudadas, é elevado ao peso definido para cada variável de acordo com a importância das mesmas, conforme Equação 2:

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

IQA: um número entre 0 e 100; q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, em função de sua concentração ou valor da variável. w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a explicação da variabilidade global da qualidade das águas.

O adjetivo de qualidade para os indicadores é expresso como: excelente/ótima, boa, média/regular, ruim, e muito ruim/péssima com suas respectivas faixas e cores correspondentes, conforme apresentados na Tabela 6.

Tabela 6: Classes do Índice de Qualidade de Água com suas respectivas faixas.

Qualidade	Faixas
Excelente/ótima	$79 < WQI \leq 100$
Boa	$51 < WQI \leq 79$
Média/Regular	$36 < WQI \leq 51$
Ruim	$19 < WQI \leq 36$
Muito Ruim/Péssima	$WQI \leq 19$

Adaptado da CETESB (2020).

4.8 Espacialização dos dados de monitoramento

Com a finalidade de sistematizar e especializar os dados de campo obtidos a partir do monitoramento das variáveis na área em estudo, foi efetuada a interpolação matemática pelo método do IDW (Inverse Distance Weighted ou Ponderação do Inverso da Distância), que conforme Marcuzzo *et al.* (2011), consiste em determinar os valores dos pontos usando uma combinação linear ponderada dos pontos amostrados. Para o cálculo da interpolação do valor de um ponto através do método do IDW, utiliza-se a seguinte equação:

$$Z(x) = \frac{\sum_{i=1}^n \omega_i Z(x_i)}{\sum_{i=1}^n \omega_i} \quad (3)$$

Onde, $Z(x)$ é o valor do ponto que se deseja interpolar; n é a quantidade de pontos próximos utilizados na interpolação do ponto x ; $Z(x_i)$ é o valor do ponto x_i ; ω_i é o peso do valor de x_i sobre o ponto x .

Para se determinar ω_i utiliza-se a seguinte equação matemática:

$$\omega_i = \frac{1}{(h(x, x_i))^p} \quad (4)$$

Onde, $h(x, x_i)$ é a distância entre o ponto x e o ponto x_i ; p é o parâmetro de potência, geralmente igual a dois.

Neste método, os parâmetros de potência maiores enfatizam pontos mais próximos, tornando o resultado menos suave, enquanto que os menores enfatizam pontos mais distantes e tornam o resultado mais suave, porém menos preciso (MARCUZZO *et al.* 2011). Em outras palavras, esse método simples e bastante utilizado na espacialização de dados pontuais, atribui valores em locais sem dados com base no ponto mais próximo, de valor conhecido. Quanto mais próximo do ponto

de valor conhecido, maior é o peso atribuído. O peso tende a diminuir conforme o aumento da distância e do coeficiente potência p .

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Uso e ocupação do solo

A bacia sedimentar do Araripe apresenta diferentes classes de uso e ocupação do solo, podendo ser observado no mapa da Figura 5.

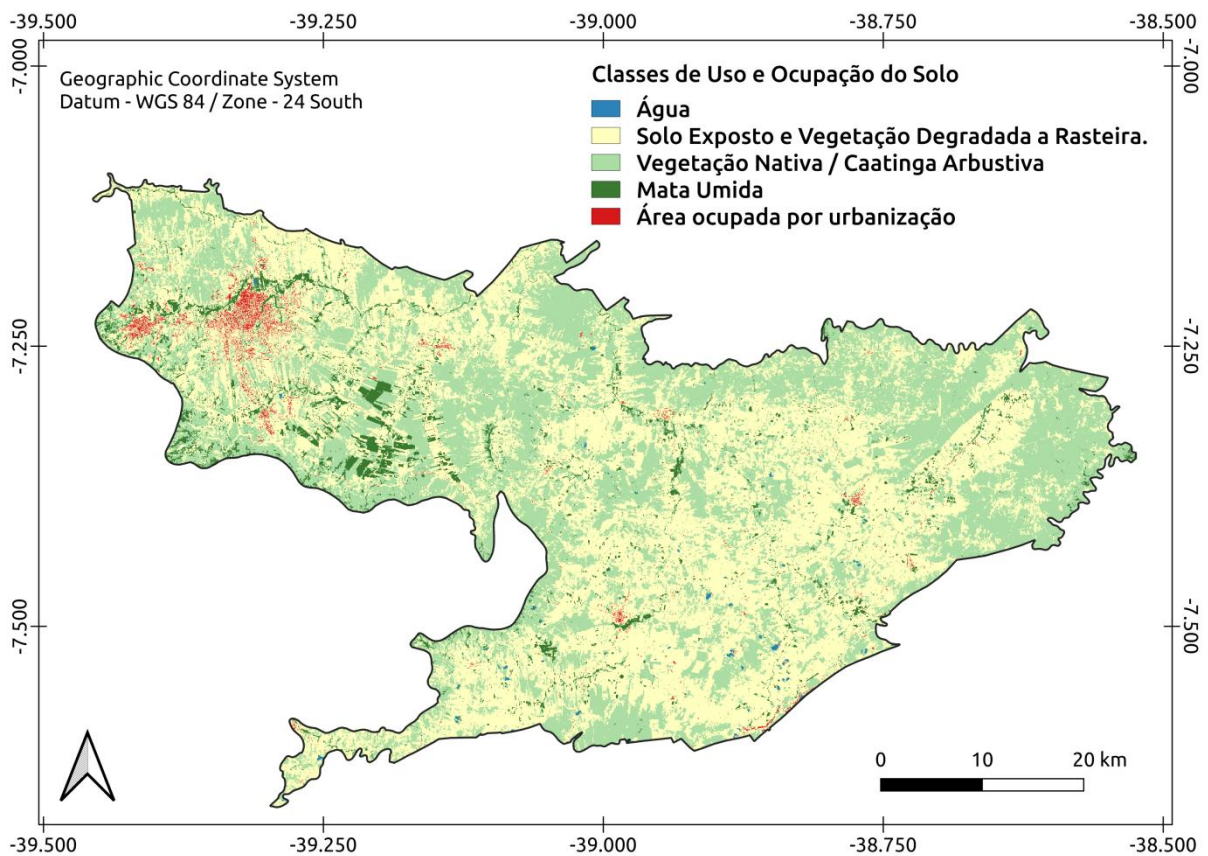


Figura 5: Uso e ocupação do solo na porção Leste da Bacia Sedimentar do Araripe, Cariri cearense. Fonte: Elaborado pelo autor.

A caatinga arbustiva, vegetação rala e solo exposto são predominantes nas bacias em estudo. Conforme classificação própria desta pesquisa, a área da bacia sedimentar do Araripe é ocupada majoritariamente por vegetação rala ou degradada e solo exposto (51,2%), 43,4% por vegetação caatinga, 1,1% da área é ocupada por forte urbanização, 0,2% por água e 4,1% é coberto por mata úmida.

Estes resultados podem ser expressos pelos diversos problemas enfrentados pelos municípios que ocupam a bacia em estudo. Entre 2010 e 2014, os municípios de Nova Olinda, Juazeiro do Norte, Crato e Barbalha apresentaram

maiores taxas de crescimento (BANDEIRA *et al.*, 2016). Magalhães, *et al.*, (2010) constata em seu estudo que as cidades de Crato e Barbalha crescem rapidamente em direção da escarpa da chapada, resultando em problemas socioambientais diversos. O referido autor também destaca que no município de Juazeiro do Norte, o sistema urbano vem sofrendo fortes mudanças devidas, sobretudo, à influência da industrialização, à forte expansão imobiliária e às políticas públicas e econômicas que aceleram o processo de urbanização, sem, no entanto, levar em consideração a necessidade de manutenção da sustentabilidade ambiental.

Na encosta da chapada, a vegetação natural como, por exemplo, o babaçu, o coco babão, a macaúba etc., foram sendo substituídos ao longo dos anos, pelas plantações de cana-de-açúcar e culturas de subsistência (arroz, feijão, milho, e demais existentes.) e comercialização, como é o caso das plantações de mamoeiro e bananeiras. Bem como, por ocupações irregulares de sítios, chácaras, loteamentos, residências, clubes recreativos, balneários, entre outros, que agravam os problemas ambientais.

A ocupação do solo na área em estudo teve reflexos negativos para o meio ambiente, principalmente no tocante a urbanização das suas planícies fluviais, interflúvios, antigos degraus de terraços fluviais, etc. Evidencia-se nas áreas agrícolas, que a retirada da cobertura vegetal nativa provocou a compactação do solo, aumentando o escoamento superficial e, conseqüentemente, dificultando a infiltração da água que alimenta os aquíferos da região. Esse é um dos fatores que resultaram na diminuição da vazão das fontes da Chapada do Araripe, inclusive da Fonte Batateira, a de maior vazão no município do Crato (MAGALHÃES e OLIVEIRA, 2009).

A degradação dos solos é intensificada pelas queimadas e desmatamentos. O crescimento da agricultura e pecuária, e o crescimento desordenado da população, são exemplos notórios para o grave problema do desmatamento, que tem como função proteger e impedir o assoreamento dos rios, do solo, e do lençol freático. Este fator também contribui para o desaparecimento de diversas espécies, e caracteriza uma perda considerável da biodiversidade do ecossistema (ARAÚJO, 2011).

As ações de desmatamentos indiscriminados, realizados nas encostas da Chapada do Araripe, induzem a ocorrência de processos erosivos. De acordo com Nobre (2017), o desmatamento, poluição e ocupação irregular da encosta da Chapada do Araripe se intensificaram nos últimos anos. Em estudo realizado por Paiva *et al.*

(2016) acerca dos movimentos de massa em bacias periurbanas na Chapada do Araripe, identificaram feições erosivas e locais com expressivos processos de erosão e movimento de massa, especialmente em áreas ocupadas dos morros de interflúvio entre as microbacias, com evidente desenvolvimento de voçorocas.

Na Microbacia Hidrográfica São José (Figura 6), predominam majoritariamente vegetação rala de aproximadamente 47%. Conforme o estudo desenvolvido por Costa *et al.*, (2013) a vegetação rasteira representa áreas cobertas por uma camada vegetal inferior a 0,5m de altura (plantas herbáceas e gramíneas), que surgiram após o desmatamento da vegetação nativa para o desenvolvimento de atividade agropecuária ou extrativista, onde a agricultura é representada principalmente pelas culturas de milho, feijão, mandioca e banana.

A vegetação rasteira contribui para o controle da erosão, pois as maiores densidades das folhas tendem a maximizar a superfície da planta exposta à chuva, protegendo o solo contra o impacto das gotas das chuvas. Além do mais, as raízes dessa vegetação, que são dos tipos fasciculadas ou ramificadas, dificultam o arraste de partículas do solo pela enxurrada (COSTA *et al.*,2013).

A vegetação nativa e a caatinga arbustiva correspondem a 37% da área da microbacia São José (Figura 6). Conforme o estudo desenvolvido por Costa *et al.*, (2013) a caatinga arbórea é a unidade de vegetação mais estabilizada que predominou na zona de pediplano da bacia em décadas passadas. Destaca-se a carnaúba como uma espécie dominante entre as demais espécies arbóreas, como a macaúba, o babaçu, o buriti e o catolé, numa zonação representativa dos locais mais úmidos para os menos úmidos (MAGALHÃES e OLIVEIRA, 2009). Com a antropização da área, essa vegetação vem sendo transformada em caatinga arbustiva.

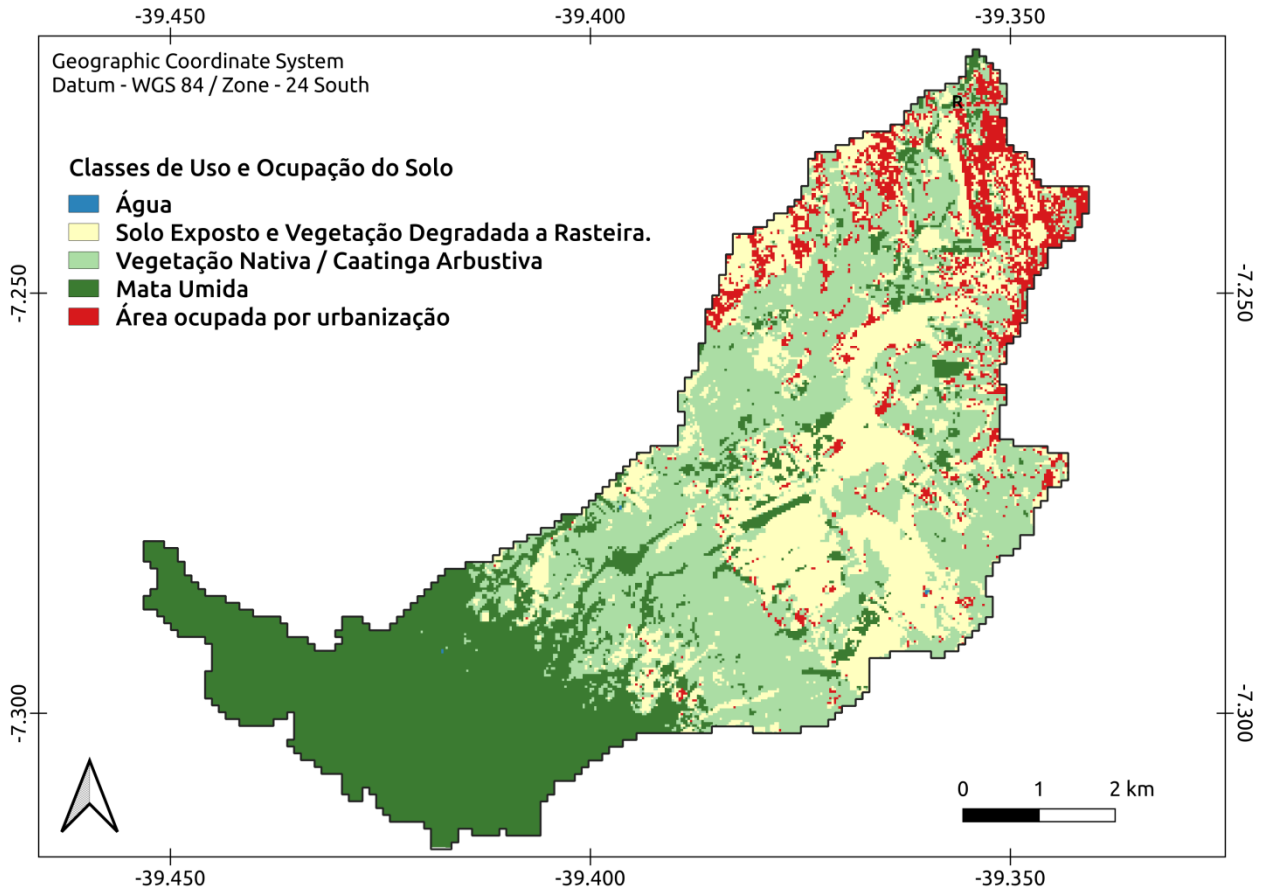


Figura 6: Uso e ocupação do Solo na Microbacia Hidrográfica São José.
Fonte: Elaborado pelo autor.

No estudo de caracterização do solo na microbacia São José desenvolvido por Barreto Junior *et al.* (2018) e Oliveira Júnior *et al.* (2019), foram observados solos com diferentes níveis de antropização. Conforme os referidos autores os solos mais conservados estão próximos à Chapada do Araripe (área preservada) e estes apresentaram maiores teores de matéria orgânica e umidade.

A mata úmida, característica da chapada do Araripe, na bacia São José corresponde aproximadamente a 32%. A floresta úmida apresenta a superfície do solo protegida por vegetação arbórea com caules retilíneos e espessos, alcançando aproximadamente 30 metros de altura. Esse tipo de vegetação recobre as vertentes superiores dos planaltos sedimentares e também é conhecida por floresta subperenifólia plúvio-nebular. Encontrada na zona de encosta, onde se verifica elevada precipitação devido a ocorrência de chuvas orográficas (COSTA *et al.*, 2013).

A vegetação está adaptada ao clima e pode funcionar como uma esponja para a retenção de água por mais tempo (MAGALHÃES *et al.*, 2010). A classe de solo exposto e vegetação rala ou degradada na Microbacia São José (Figura 6)

corresponde aproximadamente a 23%. Costa *et al.* (2013) apresentou 4,66% da área da microbacia, representada por áreas cuja superfície do solo é desprotegida de vegetação. As principais consequências desta rápida mudança no uso e ocupação do solo, pode estar relacionada ao crescimento de atividades econômicas relacionado a intensificação de atividades agrícolas e pecuária, e expansão das áreas urbanas resultando em áreas antropizadas.

Áreas urbanizadas corresponde aproximadamente a 7,28% da Microbacia São José, que representam os perímetros urbanos do município de Juazeiro do Norte (nordeste da bacia) e de Crato à Noroeste. Conforme Ribeiro (1997), até meados da década de 70, o processo de uso e ocupação do solo no sítio urbano no Crato deu-se a partir da exploração de suas potencialidades naturais. No entanto, nos anos seguintes com os investimentos capitalistas na agroindústria canavieira e com o crescimento da especulação imobiliária na região do Cariri, as antigas áreas rurais transformaram-se em espaços urbanos, e conseqüentemente os elementos naturais da paisagem tornaram-se fatores secundários e susceptíveis a exploração desordenada.

Conforme Magalhães *et al.* (2010), qualquer redução significativa na mata ciliar pode interferir diretamente no volume do curso d'água e na qualidade do manancial, que por sua vez, potencializa o risco de problemas ambientais e de saúde pública. Isto foi constatado por Bandeira, *et al.*, (2016) ao apresentar a situação da ocupação desordenada na RMC, e realizar um diagnóstico da saúde dos moradores situados em uma área de risco. O referido autor ressalta a necessidade de evitar o contato com águas contaminadas, pois expõem os moradores a enfermidades como a leptospirose, hepatite A, febre tifóide, dengue e doenças diarreicas agudas.

5.2 Qualidade da água de poços monitorados na porção Leste da Bacia Sedimentar do Araripe

A Tabela 7 apresenta a estatística descritiva do conjunto de dados obtidos nos 22 poços monitorados frente aos valores de máximos permitidos (VMP), previstos para águas subterrâneas, nas diretrizes do Brasil (BRASIL, 2008; 2017). Não há VMP

de Temperatura, Fósforo P-PO₄³⁻, DBO e OD, para água potável no Brasil. Neste caso, foi considerado o valor de referência para águas naturais.

Em média, as amostras analisadas mantiveram-se em acordo com os valores de referência, exceto pelas concentrações de Fósforo (P-PO₄³⁻), Nitrato (N-NO₃⁻) e Oxigênio Dissolvido (OD). Os Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Nitrato (N-NO₃⁻) e Coliformes Termotolerantes CTT (*E. coli*) apresentaram maior variabilidade nos resultados em termos de coeficiente de variação.

Tabela 7: Estatística descritiva e VMP das variáveis monitoradas em água de 22 poços de abastecimento da Bacia Sedimentar do Araripe.

Variável	n	Média ± σ	CV%	Min – Max	VMP
DBO (mg L ⁻¹)	158	3,20 ± 0,25	0,06	2,8 - 3,97	5
OD (mg L ⁻¹)	158	1,93 ± 1,31	1,70	0,70 - 4,07	5
T (°C)	147	29,01±1,35	1,82	25,6 - 33,85	-
Ph	315	6,38 ± 0,98	0,94	2,9 - 8,76	6 - 9,5
Turbidez (NTU)	159	0,96 ± 2,17	4,73	0,1 - 19,3	5
P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	160	0,23 ± 0,09	0,01	0,06 - 0,50	0,03
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	184	11,60 ± 14,87	221,27	0,1 - 69,8	10
STD (mg L ⁻¹)	158	267,80 ± 152,11	23138	48,5 - 952	1000
CTT (NMP/100 mL)	154	778,79 ± 7577	57419147	1 - 93300	Ausente

O período de monitoramento esteve compreendido durante a mais severa e prolongada seca registrada na região Nordeste do Brasil nos últimos 100 anos. Durante seis anos consecutivos (2012-2017), as chuvas ficaram até 50% abaixo da média na região (600mm), afetando a recarga dos aquíferos e condições hidrogeoquímicas de qualidade.

Considerando as condições ambientais com seca prolongada e menor recarga hídrica do aquífero, foi realizado teste de comparação de médias para verificar se houve diferenciação sazonal nas variáveis monitoradas. Preliminarmente, foi aplicado teste de normalidade de Shapiro Wilk, o qual demonstrou que N-NO₃⁻, NTU, STD, DBO e OD não seguem um padrão de distribuição normal (p<0,05), seguindo-se a aplicação de teste não-paramétrico de comparação de médias de Wilcoxon.

Não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os períodos as variáveis T, pH, DBO, OD, STD, P-PO₄³⁻, CTT (*E. coli*). A Figura 7 apresenta mapas de distribuição e as faixas de valores observados para as variáveis hidrogeoquímicas considerando o período de monitoramento.

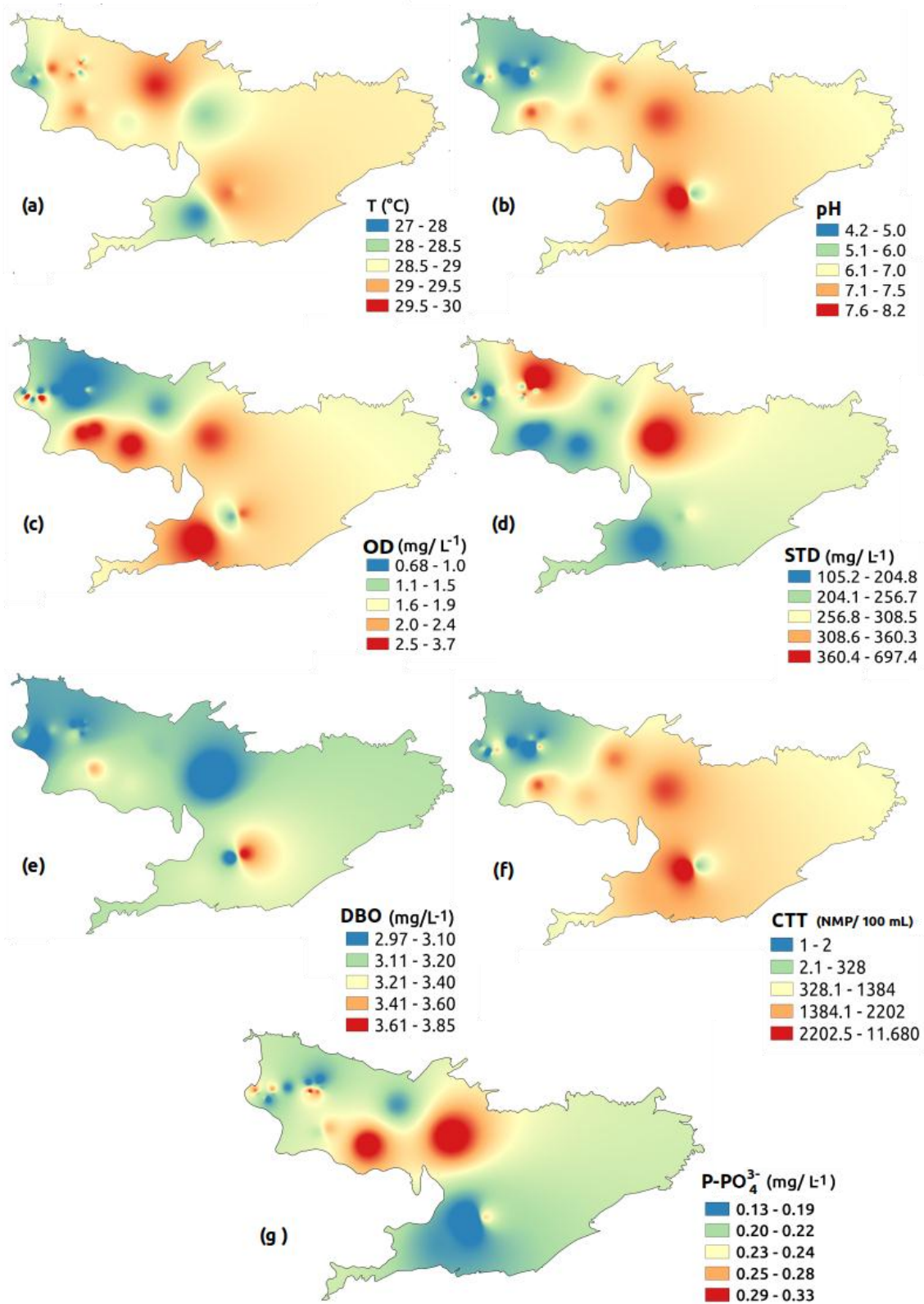


Figura 7: Comportamento espacial das variáveis hidrogeoquímicas T, pH, OD, STD, DO, CTT e P-PO₄³⁻ no período de monitoramento (2014-2018).

A Temperatura apresentou uma amplitude térmica pequena entre as diferentes estações climáticas (Figura 7a). As águas dos poços em áreas mais elevadas próximas a zona de Talude apresentaram temperaturas mais baixas quando comparadas aqueles localizados na zona de pediplano, em geral, inferiores a 28,3°C. Poços localizados em altitudes inferiores a 450m e no entorno de adensamentos urbanos apresentaram temperaturas mais elevadas, aproximando-se de 30°C.

O potencial hidrogeniônico (pH) apresentou valor médio acima do limite inferior indicado na legislação brasileira, não ultrapassando o máximo permitido de 9,5. No entanto, 33% das determinações apresentaram valores abaixo do limite inferior (pH = 6,0) (Figura 7b). Houve diferenciação em dois setores distintos na BSA, relacionadas, principalmente, ao tipo de solo preponderante nos diferentes setores. Poços em áreas com predominâncias de solos ácidos mais profundos e do tipo Latossolos (Oxisols), tendem a apresentar valores de pH mais ácidos em suas águas (P6 a P19). Em poços em áreas cujos horizontes de solo sobre a rocha matriz são mais rasos (solos litólicos), tendem a apresentar valores de pH mais elevados (P1, P4, P5, P22).

Durante o período de monitoramento foram determinadas concentrações de OD inferiores a 5,0 mg L⁻¹ em todos os poços (Figura 7c). Foram observados dois setores distintos quanto à saturação. O primeiro refere-se aos poços localizados em áreas de maior adensamento urbano. Nestas áreas, as concentrações variaram entre 0,7–1,5 mg L⁻¹. No segundo setor, predominam áreas com usos do solo mais relacionados às atividades rurais. Nesta condição, as concentrações foram superiores em média a 1,7mg L⁻¹(P13) alcançando o valor 3,7 mg L⁻¹(P12). Segundo Lima *et al.* (2011), os valores de OD normalmente encontrados em águas subterrâneas são inferiores 5,0 mg L⁻¹. Cardoso Filho *et al.* (2018) monitoraram a qualidade da água subterrânea em poços na bacia do Atlântico Leste no Nordeste do Brasil (ANA, 2017), evidenciando concentrações de OD abaixo de 5,0 mg L⁻¹.

Em geral, os valores de STD foram inferiores ao VMP (Figura 7d). Os poços próximos das áreas mais elevadas na Zona de chapada registraram valores de STD menores que 256 mg L⁻¹. Por outro lado, aqueles localizados em área intensamente urbanizada (P13 a P19) registraram valores acima de 360 mg L⁻¹. As características hidrogeológicas naturais propiciam uma maior dissolução e acumulação de sólidos, pois o clima, o intemperismo das rochas e o contato com os solos litólicos promovem sua difusão para o meio aquoso (ANDRADE *et al.* 2012; ALENCAR *et al.*, 2019).

Segundo Gomes e Cavalcante (2017), o aumento de STD depende das condições climáticas, onde as maiores concentrações de sais ocorrem no período de estiagem. Sob condições áridas, Odat *et al.* (2015), ao estudar a qualidade das águas subterrâneas em aquífero na Jordânia, determinou concentrações de STD variando entre 235 mg L⁻¹ a 3210 mg L⁻¹.

A DBO expressa a quantidade de oxigênio molecular necessário para mineralizar a matéria orgânica decomposta aerobicamente por via biológica. Não há na legislação brasileira padrão estabelecido para esta variável. Valores típicos de águas naturais não poluídas são caracterizados por DBO abaixo de 5,0 mg O₂L⁻¹ (Brasil, 2008). Um nível de DBO entre 1,0 e 2,0 mg O₂L⁻¹ indica água muito limpa, de 3,0 a 5,0 mg O₂L⁻¹ água moderadamente limpa e DBO > 5 mg O₂L⁻¹ fonte de poluição próxima. Em níveis de DBO de 100 mg O₂L⁻¹ ou superior, o abastecimento de água é considerado muito poluído com resíduos orgânicos. Em todos os poços avaliados durante o monitoramento os valores de DBO foram inferiores a 5,0 mg O₂ L⁻¹. Portanto, as águas dos poços da BSA encontram-se na condição moderadamente limpa para contaminação orgânica. O Poço P4 apresentou o valor mais expressivo de DBO 3,9 mg O₂ L⁻¹ dentre os poços da BSA (Figura 7e). Fatores relacionados ao uso agrícola do solo e maior vulnerabilidade a contaminação orgânica podem explicar este resultado. Poços em áreas de maior adensamento urbano e com baixa cobertura sanitária estão mais sujeitas a percolação de contaminantes orgânicos presentes nos efluentes como em P17, P18, P19. Dourado *et al.* (2018), ao avaliar a qualidade físico-química e microbiológica da água em reservatórios subterrâneos do Sudoeste baiano, NE do Brasil, obteve DBO entre 17,3 mg L⁻¹ e 20,1mg L⁻¹, valores superiores aos obtidos para BSA.

Em todos os poços monitorados houve presença de coliformes termotolerantes (*E. coli*), com valores mais elevados em áreas de maior adensamento urbano (Figura 7f). A deficiência na coleta e tratamento de esgotos domésticos é o principal driver da contaminação microbiológica dos corpos hídricos subterrâneos (ABDELKADERA *et al.*, 2012, TAKAL e QUAYE-BALLARD, 2018). Valores elevados de CTT (*E. coli*) foram verificados em P4 (11680 NMP/100mL), P6 (1102NMP/100mL), P7 (251 NMP/100mL), P11 (308 NMP/100mL) e P16 (1782 NMP/100mL). A problemática da contaminação de poços por coliformes é recorrente no NE do Brasil, principalmente pela deficiência no sistema de coleta e tratamento de esgotos domésticos. Carvalho e Monteiro (2020), avaliando a qualidade da água para

consumo humano na bacia sedimentar do Parnaíba, semiárido do Brasil, determinaram a presença de coliformes termotolerantes e *E. coli* em 47,9% e 37,5% do total de poços analisados.

Em todos os poços, as concentrações de fósforo (Figura 7g) superaram o valor máximo permitido para águas naturais ($0,03 \text{ mg L}^{-1}$). Os valores mais expressivos ($0,50 \text{ mg L}^{-1}$) foram verificados nos poços P1, P20 e P18, respectivamente, em área rural com vegetação esparsa, de solo exposto e urbana. Resultados similares aos reportados por Oliveira *et al.* (2019), ao avaliar a hidroquímicas de poços em áreas rurais do Nordeste do Brasil, verificou excedência nos valores em 65% das amostras analisadas. Os fosfatos na água podem ter origem natural, resultando da decomposição da matéria biológica e lixiviação de minerais e ter origem antropogênica, resultando da lixiviação de fertilizantes agrícolas e de falhas no tratamento de águas residuais (CADONÁ *et al.* 2018). O déficit em esgotamento sanitário na BSA e o gerenciamento deficiente dos efluentes coletados contribuem para comprometer os recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Com a expansão urbana desordenada das cidades, houve uma progressiva redução no percentual de cobertura da rede coletora de esgotos. De 2006 a 2015, a cobertura reduziu de 52,18% para 37,24 %, considerando o descompasso entre o crescimento urbano e a expansão da rede de coleta e tratamento (SOUSA *et al.*, 2020).

Apenas Nitrato e Turbidez apresentaram diferença estatisticamente significativa entre os períodos chuvoso e seco ($p < 0,05$). A Figura 8 apresenta o comportamento sazonal das concentrações de N-NO_3^- e NTU. A mediana da concentração de N-NO_3^- no período chuvoso ($5,1 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$) foi superior ao valor obtido no período seco ($4,5 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$). Comportamento inverso foi verificado para a Turbidez, que passou de 0,41 NTU no período seco para 0,60 NTU no período chuvoso. Adekunle *et al.* (2007), analisando a inter-relação entre variáveis hidro geoquímicas em aquífero no sudoeste da Nigéria, determinaram correlação significativa ($p \leq 0,05$) entre turbidez e N-NO_3^- ($r = +0,70$), cujos valores médios de turbidez no período seco e chuvoso, foram respectivamente iguais a 3,3 NTU e 1,3 NTU.

Em ambos os períodos de coleta as amostras de água apresentaram concentrações de nitrato (N-NO_3^-) elevadas nos setores urbanos da BSA (P13 a P19). Os valores chegaram a ser de 1,7 a 5,5 vezes superiores ao VMP, respectivamente, P19 (17 mg L^{-1}) e P16 ($54,1 \text{ mg L}^{-1}$). Por outro lado, em áreas rurais com alto aporte

de nitrogênio, solos bem drenados e de pouca vegetação – como na BSA –, são um risco particular para a contaminação de nitrato em águas subterrâneas (BIGUELINI *et al.*, 2012). Portanto, merecem especial atenção quanto às práticas agrícolas fortemente dependentes do uso de fertilizantes químicos.

As concentrações naturais de nitrato são geralmente inferiores a 10 mg L^{-1} , porém, os resultados da Figura 8(a) demonstram a influência das atividades humanas sobre as concentrações do nutriente na área mais urbanizada da BSA. Colabora para este resultado, a baixa cobertura da rede coletora de esgotos na região ($< 20\%$). Predomina na região a utilização de tratamentos unifamiliar através do uso de fossas sépticas, ou ainda o descarte de efluente bruto em córregos e rios, afetando a qualidade das águas subterrâneas (ABDALLA e KHALIL, 2018). A utilização do sistema fossa séptica, em larga escala, pode levar a depleção da qualidade da água subterrânea face à propagação da pluma dos efluentes, percolando até chegar ao aquífero (BARILARI *et al.*, 2020).

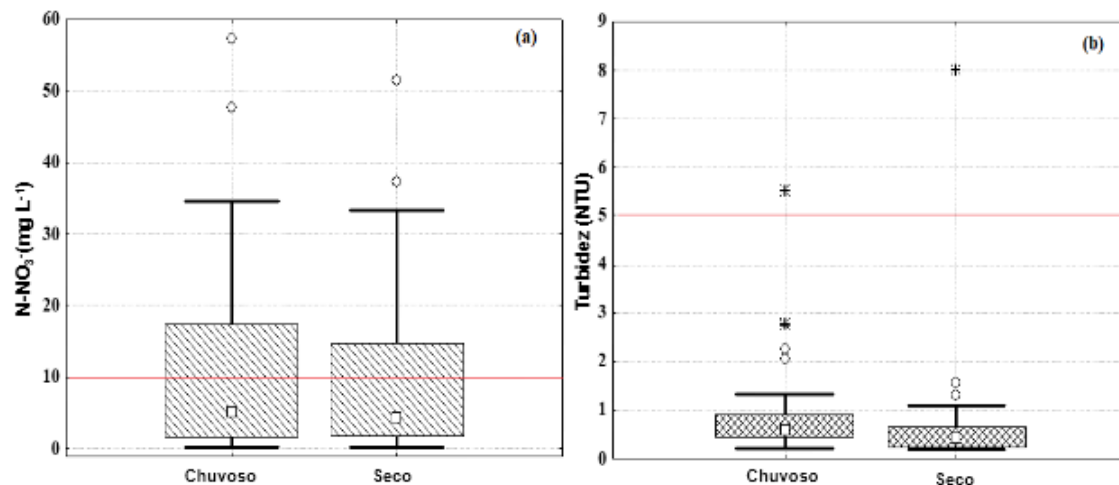


Figura 8: Concentração de Nitrato (a) e Turbidez (b) analisadas em amostras de águas subterrâneas da BSA no período seco e chuvoso entre os anos de 2014-2018. Nos gráficos de caixa o “□” estar relacionado a mediana, “○” outliers, “◻” valores extremos. As linhas vermelhas “-” mostram os limites (VMPs) das diretrizes no Brasil (BRASIL, 2008; 2017).

Os valores extremos de Turbidez nas águas dos poços P6 e P16 foram registrados nas diferentes estações climáticas (Figura 8b). Estes excederam os padrões de potabilidade exigidos pela legislação brasileira com valores médios que alcançam 5,5 NTU (P16) na estação seca e 8,1 NTU (P6) na estação chuvosa. Com a chegada do período chuvoso e a consequente recarga dos sistemas aquíferos,

houve um ligeiro incremento nos valores de turbidez nos poços monitorados. Este resultado pode ser explicado em função das características geológicas da BSA, por apresentar extratos de cobertura onde predominam arenitos, sobrepostos por sedimentos argilosos não consolidados.

5.3 Qualidade da água de poços monitorados na Microbacia Hidrográfica São José

Considerando que as condições ambientais e climáticas também podem interferir na qualidade do recurso, na tabela 8 estão apresentadas as médias dos parâmetros analisados no período chuvoso e no período seco, compreendendo aos meses de maio (05) e outubro (10), respectivamente.

A partir do teste de normalidade de kolmogorov-Smirnov e Shapiro Wilk, foi possível constatar que as variáveis de condutividade elétrica, nitrogênio N-NH₃, dureza e cor, não seguem uma distribuição normal ($p < 0,05$) seguindo-se a aplicação de teste não-paramétrico de comparação de médias de Wilcoxon onde não apresentou diferenças estatísticas significativas. Por meio do teste de Tukey aplicado as demais variáveis que seguiram distribuição normal ($p > 0,05$), foi possível constatar que, apesar de apresentarem variações entre os períodos de coleta, estas não diferiram estatisticamente ($p \geq 0,05$).

Tabela 8: Valores Máximos Permitidos pela legislação (VMP); Médias obtidas referentes aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em água de poços (P01...P08) localizados na Microbacia Hidrográfica São José, referente aos meses de maio (05) e outubro (10) de 2019.

PARAMETROS	VMP	POÇOS ANÁLISADOS															
		P01		P02		P03		P04		P05		P06		P07		P08	
		05/19	10/19	05/19	10/19	05/19	10/19	05/19	10/19	05/19	10/19	05/19	10/19	05/19	10/19	05/19	10/19
T (°C)	-	29,2	29,4	27,6	29,5	29,9	32,5	29,8	33,1	30,5	32,6	29,7	31,9	29,5	31,7	30,1	32,3
COND($\mu\text{S cm}^{-1}$)	-	0,12	0,14	0,16	0,16	0,13	0,15	0,17	0,18	0,21	0,22	0,27	0,31	0,48	0,51	0,84	0,89
pH	6 e 9,5	6,04	5,27	6,06	5,83	6,02	5,87	6,63	6,06	6,12	5,92	6,03	5,98	6,56	6,41	6,95	6,76
OD (mg L^{-1})	5	1,44	0,89	1,49	0,90	1,52	0,97	1,70	0,99	2,02	1,74	1,99	1,24	2,10	1,82	2,23	1,55
DBO (mg L^{-1})	5	0,60	0,62	0,21	0,22	0,40	0,41	0,82	0,89	0,51	0,53	0,72	0,74	0,22	0,23	0,10	0,12
NTK (mg L^{-1})	0,3	0,85	0,87	0,95	1,04	0,83	0,89	0,76	0,78	0,74	0,79	0,62	0,64	0,53	0,56	0,30	0,42
N-NH ₃ (mg L^{-1})	0,05	1,12	1,16	0,32	0,33	0,14	0,16	0,20	0,22	0,16	0,18	0,11	0,13	0,14	0,17	0,15	0,18
P-PO ₄ ³⁻ (mg L^{-1})	0,03	1,87	1,92	2,02	2,08	1,05	1,08	0,98	1,01	0,58	0,47	0,33	0,30	0,29	0,35	0,24	0,26
DUR (mg L^{-1})	500	26,0	28,0	38,0	39,0	165	169	34,0	35,0	38,0	31,0	96,0	98,0	200	232	195	189
TURB (NTU)	5	0,27	0,42	0,16	0,43	0,32	0,42	0,29	0,33	0,30	0,42	0,12	0,41	0,65	0,26	0,80	0,31
COR (Uh)	15	10,0	10,0	9,00	9,00	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	9,00	9,00	10,0	10,0	11,0	11,0
STD (mg L^{-1})	1000	84	98	112	112	91	105	119	126	147	154	168	189	217	336	588	623
E. Coli (NMP)	Ausente	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Na Figura 9, por meio dos mapas de distribuição, pode ser observado o comportamento espacial das variáveis hidrogeoquímicas monitoradas, com destaque para os valores mínimos e máximos observados.

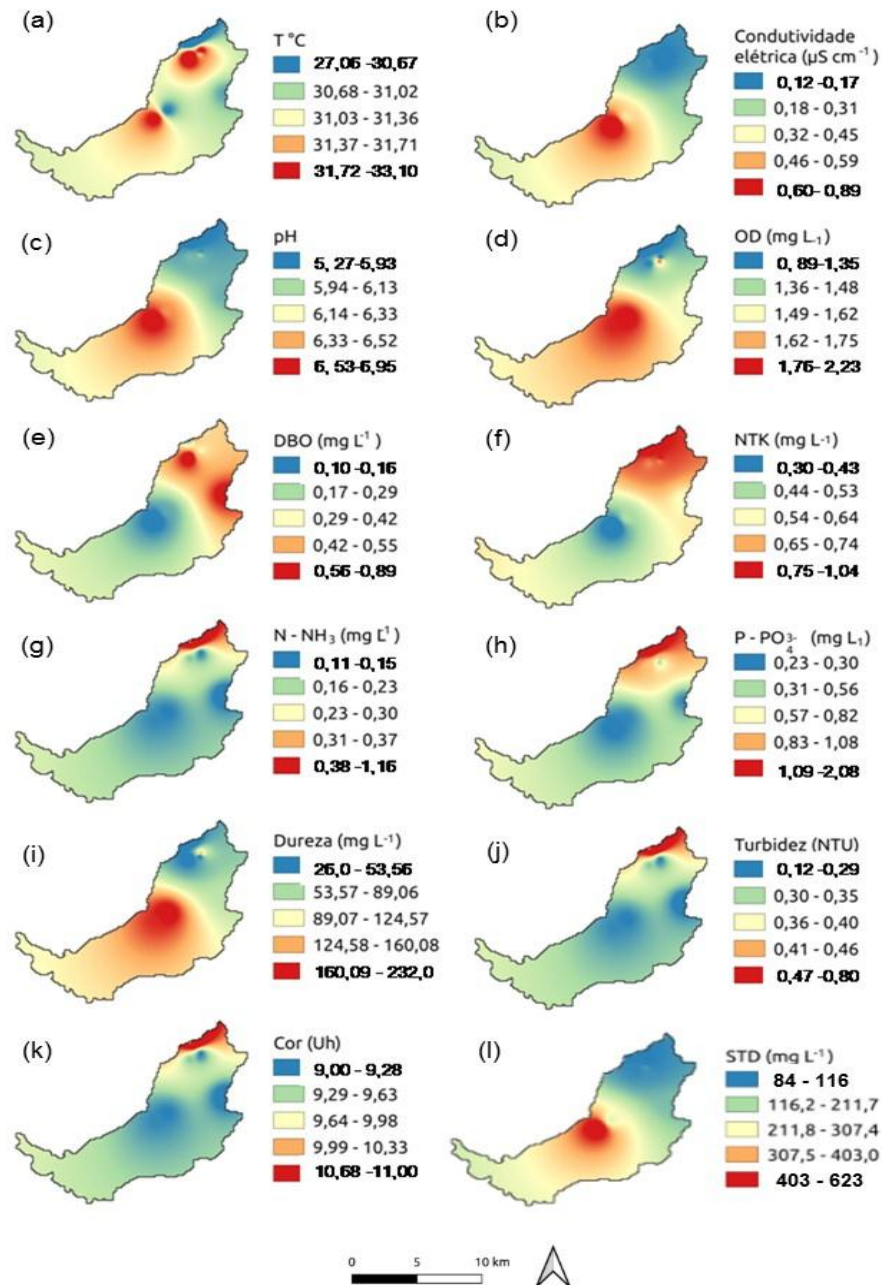


Figura 9: Comportamento espacial das variáveis hidrogeoquímicas monitoradas na Microbacia Hidrográfica São José.

A temperatura da água no período de estiagem apresentou valores superiores ao chuvoso em todos os poços monitorados (Tabela 8). O valor mínimo observado foi de 27,6 no poço P02 e máximo de 33,1 no poço P04 (Figura 9a). A menor espessura das camadas de solos e a impermeabilização urbana associadas à temperatura ambiente mais elevada podem contribuir para este resultado.

O valor mínimo observado para condutividade e STD respectivamente foram de 0,12 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e 84 mg L^{-1} no poço P01 e máximos de 0,89 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e 623 mg L^{-1} no poço P08 (Tabela 8). Alvarenga *et al.* (2012), no estudo de uma microbacia afluyente do Rio Paraíba do Sul- SP, observaram que a coleta de água em períodos secos apresentou baixos teores de condutividade comparado com período chuvoso. Piratoba *et al.* (2017) também observaram variações de condutividade em seu estudo, onde os resultados mostraram que os teores de condutividade mudaram de 45,08 a 68,08 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no período menos chuvoso e de 35,77 a 43,22 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no período chuvoso.

Pode-se inferir que as variações observadas nos valores de temperatura e condutividade elétrica apresentados podem ter sofrido influências decorrentes do horário de coleta. As amostras de água que foram coletadas entre 9:00 e 10:00 horas da manhã (P01 e P02) apresentaram valores inferiores quando comparados com as demais amostras coletadas após este horário. É importante salientar que as variações apresentadas também podem ter sido ocasionadas por influências dos seguintes fatores: latitude, altitude, taxa de fluxo, profundidade, entre outras particularidades individuais de cada poço.

Conforme Matic *et al.* (2013), a temperatura é o parâmetro que faz a medição da intensidade de calor, refletindo o grau de aquecimento das águas e da radiação solar, e depende de fatores como clima, composição geológica e condutividade elétrica das rochas. De acordo com Esteves (2011), nas regiões tropicais, a condutividade está relacionada com as características geoquímicas da região e condições climáticas (periodicidade de precipitações).

O potencial de hidrogênio (pH), apresentou valor mínimo de 5,27 e máximo de 6,95 (Figura 9c) correspondendo respectivamente ao poço P01 (período de estiagem) e poço P08 (período chuvoso). No período considerado chuvoso todos os poços apresentaram médias superiores a 6 e inferiores a 7 (Tabela 8).

Segundo Silva (2008), com o aumento das chuvas, o pH tende a subir, pois aumenta a diluição de compostos dissolvidos e há um escoamento maior. Esteves (2011) afirma que as reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água elevam o pH.

Na falta de contato com a superfície, águas subterrâneas tendem a apresentar baixa concentração de OD. Neste estudo as baixas concentrações foram evidenciadas em todos os poços no período de estiagem (Tabela 8). O valor mínimo apresentado foi de 0,89 mg L⁻¹ no poço P01, e máximo de 2,23 mg. L⁻¹ no poço P08 (Figura 9d). Apesar deste parâmetro não ter VMP estipulado pela legislação vigente, os valores obtidos se enquadraram entre 0 e 5, faixa normalmente encontrada em águas subterrâneas (LIMA *et al.*, 2011).

O valor mínimo observado para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) foi de 0,10 mg L⁻¹ no poço P08 e máximo de 0,89 mg L⁻¹ no poço P04 (Figura 9e). Ao confrontar os valores de DBO com os de OD (Tabela 8) pode-se observar uma interação inversamente proporcional. À medida que houve diminuição no Oxigênio Dissolvido, observou-se um aumento na Demanda Bioquímica de Oxigênio. De acordo com esta observação, é possível inferir que a água pode ter sofrido contaminação, possivelmente ocasionada pelo lançamento de efluentes sem tratamento, e demais causas antrópicas evidenciadas por meio do uso e ocupação do solo.

As médias de Nitrogênio total (NKT) variaram entre os poços analisados, este comportamento também foi observado para o nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e para o Fósforo (P-PO₄³⁻). O valor máximo observado para o Nitrogênio Total (NKT) foi de 1,04 e mínimo de 0,30 (Figura 9f), referentes aos poços P02 e P08, respectivamente (Tabela 8). Já o nitrogênio amoniacal (Figura 9g) apresentou valores mínimos de 0,11 e 0,13 no poço P06 e máximos de 1,12 e 1,16 no poço P01. A concentração de fósforo (Figura 9h) presente nas águas analisadas entre os diferentes poços, apresentou valores mínimos de 0,24 e 0,26 no poço P08 e máximos de 2,02 e 2,08 no poço P02.

O parâmetro de dureza variou entre os diferentes poços (Tabela 8), 26 mg L⁻¹ o valor mínimo observado em maio no poço 1 e 232 mg L⁻¹ o valor máximo observado no mês de outubro no poço 7 (Figura 9i). A dureza total não possui significado em termos sanitários (Bezerra *et al.*, 2018) e em função do seu valor a água pode ser classificada em: mole ou branda (< 50 mg L⁻¹ de CaCO₃-), dureza moderada (50 - 150 mg L⁻¹ de CaCO₃-), dura (150 - 300 mg L⁻¹ de CaCO₃-) e muito

dura ($> 300 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3). De acordo com a legislação, a dureza mais adequada é que seja inferior a 500 mg L^{-1} , assim observa-se que os resultados obtidos estão aceitáveis. Bezerra *et al.* (2018), ao analisar água de 30 poços de abastecimento na região metropolitana de Fortaleza, obtiveram resultados que variaram de 10 a $9,128 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3 . Apenas um poço do total analisado apresentou resultado superior ao limite estabelecido, estando sua água na classificada como muito dura.

A turbidez apresentou valor mínimo 0,12 no poço P06 e máximo de 0,80 no poço P08 (Figura 9j), referentes aos meses de maio e outubro, respectivamente (Tabela 8), valores estes que estão dentro dos padrões de potabilidade exigidos pela Portaria nº5/ 2017 que é de no mínimo 1uT e 5 NTU. Bezerra *et al.* (2018), em seu estudo obteve valores entre 0,17 e 211 UT, sendo que 5 dos 30 poços analisados apresentaram valores superiores ao recomendado, que se configuram como impróprios para consumo humano.

A cor aparente apresenta dentre os pontos analisados valores entre 9 e 11Uh (Figura 9k). Os poços 2 e 6 apresentam os valores mínimos, e o poço 8 os valores máximos observados (Tabela 8), sendo estes compatíveis com a legislação, que recomenda 15Uh para cor. Bezerra *et al.* (2018) também observou em seu estudo variação de cor ($< \text{LD a } 977 \text{ uH}$) entre os 30 poços analisados no Estado do Ceará, sendo que 6 destes apresentaram valores acima do permitido.

Em média, as amostras analisadas mantiveram-se em acordo com os valores de referência, exceto as variáveis de pH, NTK, N-NH_3 , e P-PO_4^{3-} (Figura 10).

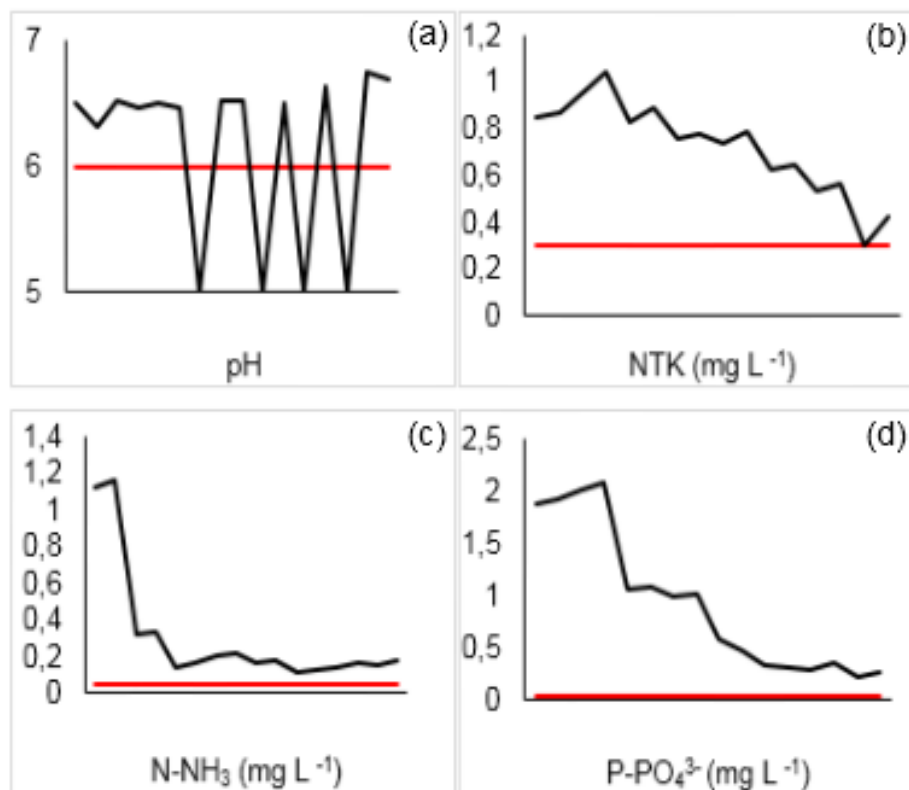


Figura 10: Incompatibilidade das variáveis pH, NTK, N-NH₃ e PO₄³⁻ monitoradas na Microbacia São Jose frente aos Valores Permitidos pela legislação vigente. As linhas pretas correspondem às médias obtidas no monitoramento; Linhas vermelhas mostram os limites das diretrizes no Brasil (BRASIL, 2008; 2017).

A incompatibilidade observada para o pH da água (Figura 10a) está relacionado aos poços P01, P02, P03, P05 e P06, analisados no período de estiagem com médias inferiores a 6 (mínimo recomendado). Os demais poços apresentaram médias que variaram entre 6 e 7, demonstrando compatibilidade com a legislação vigente (BRASIL, 2017), que tem faixa indicada entre 6 e 9,5.

Dentre as substâncias que podem constituir risco para a saúde humana, incluem-se os compostos de nitrogênio nos seus diferentes estados de oxidação (NKT e N-NH₃) e fósforo (P-PO₄³⁻). Ambas as variáveis ultrapassaram os VMPs (NKT 0,30, N-NH₃ 0,05, e P-PO₄³⁻ 0,03) conforme apresentado na Figura 10 (b), (c), e (d). Esta incompatibilidade foi observada para todos os poços analisados (100%) em ambos períodos de coleta. Logo, representa um risco para vida aquática e humana, pois, o seu excesso pode causar eutrofização e gerar doenças (SILVA *et al.*, 2019).

No teste presuntivo de coliforme total e confirmativo para coliformes termotolerantes (*E. Coli*) por meio da técnica dos tubos múltiplos realizado no período

chuvoso, apesar dos tubos apresentarem aspecto turvo, não foi detectado em nenhuma das amostras a presença de bolhas que tendem a se desenvolver em decorrência da geração de gás, consistindo em resultado negativo. O mesmo resultado foi obtido no teste do substrato cromogênio realizado em período de estiagem, as amostras não tiveram alteração de cor, não manifestaram fluorescência quando submetidas à luz UV, permanecendo incolores. Por meio deste resultado, é possível afirmar que os poços analisados apresentaram boa qualidade microbiológica, pois, conforme a legislação vigente, estas devem ser ausentes em amostras de água para consumo humano.

5.4 Gráficos de distribuição de frequência

Na Figura 11, podem ser observados os gráficos de distribuição de frequência. Por meio das curvas de frequência é possível verificar a compatibilidade ou não dos resultados de uma dada variável hidrogeoquímica, frente aos parâmetros de referência (VMPs). Em cerca de 32,70% das amostras analisadas os valores de pH não se enquadram na faixa indicada pela legislação brasileira para águas subterrâneas (6 – 9,5) (Figura 11a). Os poços com média fora dos parâmetros da legislação vigente são: p4 (5,917), p7 (4,426), p8 (5,170), p9 (5,640), p15 (5,520), p16 (5,47), p17 (5,165) e p18 (4,260).

Em aproximadamente 5,7% dos dados para turbidez (Figura 11b), foram verificados valores que excederam o VMP conforme BRASIL (2017). Em 19 dos 22 dos poços analisados, a turbidez média foi superior no período chuvoso.

Costa *et al.* (2020), em seu estudo hidroquímico das águas subterrâneas na bacia sedimentar do Araripe–CE, também observou valor médio de pH inferior ao preconizado e turbidez acima do estabelecido, apresentado valor mínimo de 3,94 para pH e máximo de 19,3 para turbidez, estando estes fora do enquadramento legal. Franca *et al.* (2006), trabalhando com análise da água de poços tubulares na cidade de Juazeiro do Norte-CE, região do Cariri, obteve pH médio mínimo de 6,2 e máximo de 7,6. De acordo com o referido autor, o pH dessas águas pode variar em função da temperatura, atividade biológica e lançamentos de efluentes.

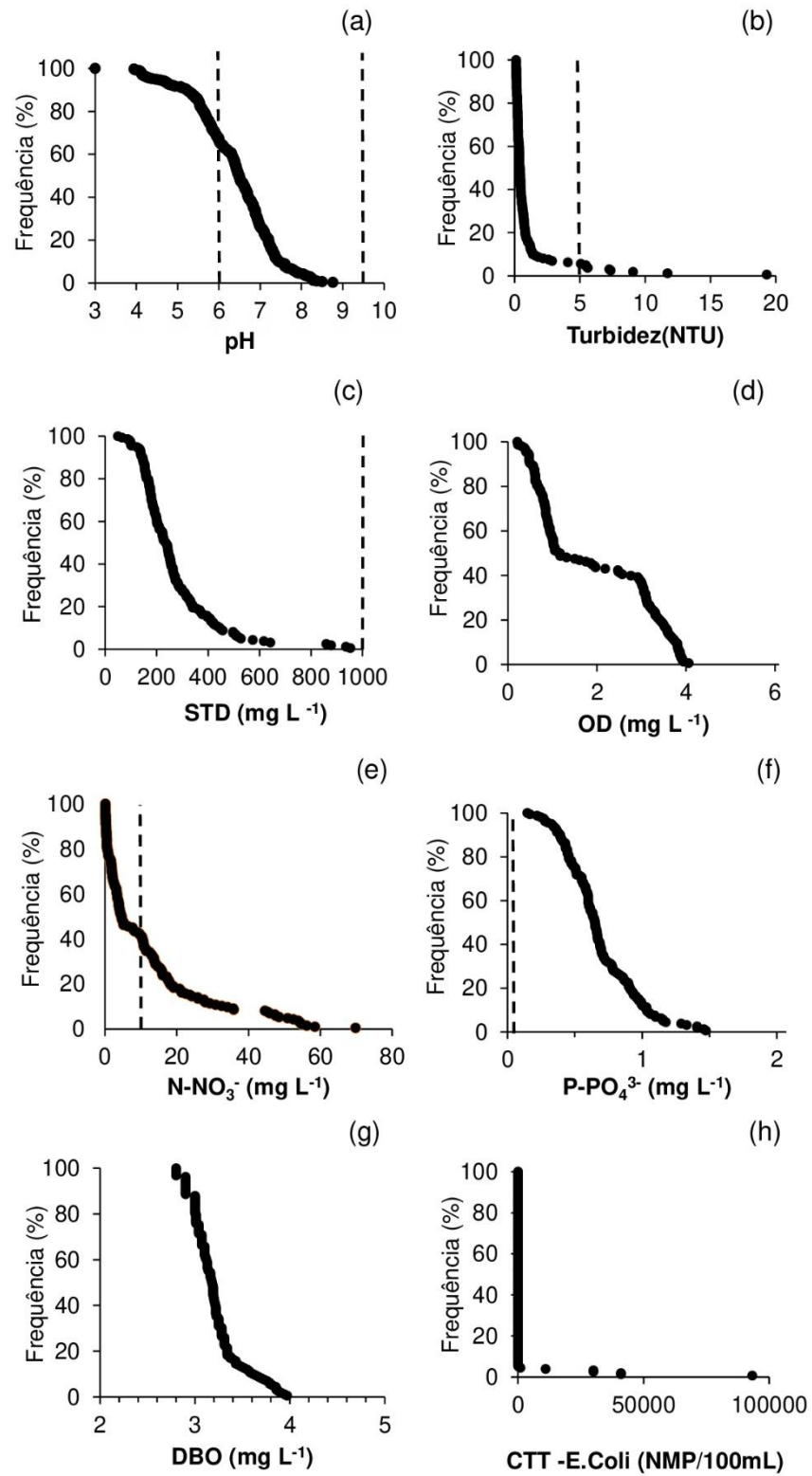


Figura 11: Curvas de frequência das variáveis hidrogeoquímicas monitoradas.

Os níveis de concentração de sólidos totais observados no presente estudo variam de 48,5 a 952 mg L⁻¹, onde 100% das amostras analisadas apresentam-se dentro do valor permitido pela legislação (Figura 11c).

Quanto às médias de Oxigênio Dissolvido, as amostras variaram entre 0,22 e 4,07mg L⁻¹. Apesar de não se ter VMP determinado para este parâmetro, os valores obtidos estão dentro dos normalmente encontrados em águas subterrâneas (Figura 11d). É normal encontrar baixas concentrações de OD em águas subterrâneas, visto que este recurso tem pouco ou quase nenhum contato com o ar. Em contrapartida, baixas concentrações de OD também podem estar relacionadas à fontes contaminantes, onde o O₂ é consumido na decomposição de material biológico abundante (BRASIL, 2017).

Observa-se que 41,30% das amostras analisadas no presente estudo não atendem a faixa de 10 mg L⁻¹ determinada pela portaria vigente para o parâmetro de nitrato (Figura 11e). Concentrações elevadas podem estar associadas à contaminação de origem antrópica, como efluentes agrícolas ou domésticos (FUNASA, 2009)

No trabalho desenvolvido por Lopes *et al.* (2005), analisando água de poços da região em estudo, o nitrato foi detectado em 47 amostras, apresentando valores médios de 0,8 a 36,5 mg L⁻¹. Dentre as amostras analisadas, cinco apresentaram valores acima do máximo permitido pelo Ministério da Saúde (BRASIL, 2017).

As médias obtidas para o parâmetro de fósforo variaram entre 0,18 e 1,5 mg L⁻¹, onde todas as amostras analisadas excederam ao valor 0,03 que é máximo permitido pela legislação vigente (Figura 11f). Na pesquisa realizada por Cunha *et al.* (2013) entre os anos de 2005 e 2009 no Estado de São Paulo, Brasil, as maiores porcentagens de não conformidade com o enquadramento legal foram observadas para as variáveis fósforo total e oxigênio dissolvido.

Os resultados obtidos para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresentaram médias que variam de 2,80 a 3,97 mg L⁻¹, onde todas as amostras analisadas apresentam médias conforme o determinado pela legislação (Figura 11g). No trabalho desenvolvido por Ferreira *et al.* (2015) a DBO esteve acima do padrão estabelecido (<5,0 mg L⁻¹) em 75% das coletas realizadas.

A água distribuída para a população deve estar totalmente isenta de coliformes termotolerantes em 100mL (BRASIL, 2017). Entretanto, todos os poços analisados no presente estudo apresentaram coliformes termotolerantes (*E. coli*) em amostras de água bruta coletadas (Figura 11h). Do total de 154 amostras de água bruta, 85% apresentou 1NMP, 11% apresentou de 2 a 1000NMP, e os demais 4 % apresentou de 11000 á 93300NMP sendo este um indicativo de contaminação fecal e presença de microrganismos patogênicos. Nesse caso, pode-se afirmar que houve 100% de incompatibilidade.

Almeida e Mello (2019), no estudo da qualidade da água subterrânea em Riachão do Jacuípe na Bahia, detectaram presença de Coliformes Termotolerantes em 100% dos poços monitorados, e *E. Coli* em 66,66%. Em poços no Estado de Minas Gerais, no Sudeste do Brasil, Ribeiro *et al.* (2019) obtiveram resultados positivos para coliformes termotolerantes em 83,3% dos poços semi-artesianos e 33,3% dos poços tubulares profundos, destacando que a contaminação pode ser decorrente de fatores como a localização, falta ou inadequada manutenção e conservação, bem como da ausência de práticas higiênico-sanitárias.

A partir dos dados monitorados, é proposto o enquadramento das águas explotadas em cada poço, considerando o uso preponderante para abastecimento humano e as variáveis hidrogeoquímicas nitrato, STD, turbidez, CTT monitoradas. Em relação às variáveis: turbidez, sólidos totais dissolvidos e demanda bioquímica de oxigênio, todos os poços encontram-se em conformidade com a legislação. No entanto, em relação ao Fósforo e Coliformes, todos se encontram em desconformidade. 36,4% dos poços apresenta concentração de nitrato superior ao permitido por lei e 40,9% dos poços apresenta pH inferior ao indicado na legislação. Os poços 15, 16, 17 e 18 apresentam maior número de variáveis em desacordo com o com os VMP's (BRASIL, 2008). Conforme estabelecido pela Resolução 396 de 2008, do CONAMA, os poços enquadram-se na Classe 2, pois houve ao menos uma variável em desconformidade com os VMP's (BRASIL, 2008).

Apesar da limitação do número de variáveis nesta classificação, é importante salientar que os parâmetros selecionados compreendem àqueles com efeitos críticos para a qualidade da água subterrânea em várias regiões áridas e semiáridas no mundo, afetando os seus usos preponderantes (BERTOSSI *et al.* 2013; ODAT *et al.* 2015; FERREIRA *et al.* 2015; DOURADO *et al.* 2018; GABR *et al.* 2020).

5.5 Proposição do IQA regionalizado

Considerando avaliar a qualidade da água subterrânea por um método de fácil compreensão e transmissão para os usuários deste recurso, seguiu-se a proposição de um índice de qualidade ajustado as condições hidrogeoquímicas presentes na Bacia Sedimentar do Araripe (BSA) e Microbacia Hidrográfica do São José (MHSJ).

A influência de cada variável na qualidade da água dos poços monitorados foram determinados pelo emprego da ACP que resultou em um novo conjunto de variáveis, denominadas de Componentes Principais (CP). A Tabela 9 apresenta as componentes principais de cada variável que explicam aproximadamente 70% da variância total.

Tabela 9: Variáveis analisadas e suas respectivas Componentes Principais (CP). Os números em negrito indicam correlação significativa ($p < 0,05$).

Variáveis	CP 1	CP 2	CP 3	CP 4
T	0,092	0,181	-0,549	-0,551
pH	-0,800	-0,166	-0,069	0,195
NTU	0,116	0,119	-0,134	0,791
STD	0,744	-0,096	0,058	0,142
OD	-0,598	0,211	0,349	0,059
DBO	-0,115	0,844	0,273	-0,153
N-NO ₃ ⁻	0,892	-0,054	0,007	0,202
P-PO ₄ ³⁻	0,061	0,097	0,835	-0,138
CTT	-0,0001	0,830	-0,155	0,200
Variação %	27,336	17,203	13,321	12,015
Cumulativo %	27,336	44,539	57,860	69,875

A partir das componentes principais (CP) mais significativas destacadas em negrito ($p < 0,05$) foi possível obter os pesos (w_i). Para isto foi realizada uma transformação matemática por meio da divisão de cada um dos valores das CPs pelo

somatório total, obtendo-se assim os pesos calibrados com valor cumulativo igual a 1 (Tabela 10).

Tabela 10: Variáveis e seus respectivos pesos calibrados (w_i) comparados ao IQA_{NSF} .

Variáveis	w_i calibrado	w_i NSF
T	0,080	0,100
pH	0,120	0,110
NTU	0,110	0,080
STD	0,110	0,070
OD	0,090	0,170
DBO	0,120	0,110
N-NO ₃ ⁻	0,130	0,100
P-PO ₄ ³⁻	0,120	0,100
CTT (<i>E. coli</i>)	0,120	0,160
Valor acumulado	1,000	1,000

Observa-se que a ordem de relevância dos parâmetros de qualidade da água tem a seguinte prossecução: N-NO₃⁻>DBO, P-PO₄³⁻, CTT, pH > NTU, STD > OD >T, divergindo do ordenamento dos pesos originalmente atribuídos ao IQA_{NSF} .

As variações apresentadas entre o índice original da National Sanitation Foundation (IQA_{NSF}) e o adaptado ou regionalizado (IQA_R), estão diretamente relacionadas aos pesos das variáveis. Em modelos empíricos, os pesos de cada atributo são influenciados por fatores climáticos, arcabouço geológico, variações ambientais e usos da terra e da água (FERREIRA *et al.*, 2015).

Bertossi *et al.* (2013), utilizando estatística multivariada para seleção e agrupamento de indicadores da qualidade de águas, conseguiram avaliar as características físico-químicas mais importantes da água para explicar a variabilidade da qualidade das águas superficiais e subterrâneas de uma sub-bacia hidrográfica rural no sudeste do Brasil.

Fang *et al.* (2020) explicaram a variabilidade da qualidade da água subterrânea a partir da avaliação das características físicas e químicas mais importantes para na bacia do rio Dagu na China.

6.5.1 Análise temporal e espacial da qualidade das águas

A partir do uso da análise multivariada e obtenção dos novos pesos, foi possível formular um índice de qualidade ($IQAR$) adaptado às condições do semiárido brasileiro (BSA e MHSJ). Os resultados obtidos para o índice regionalizado ($IQAR$), considerando os valores médios estimados para cada variável, foram confrontados com os valores obtidos do $IQANSF$ (Figura 12).

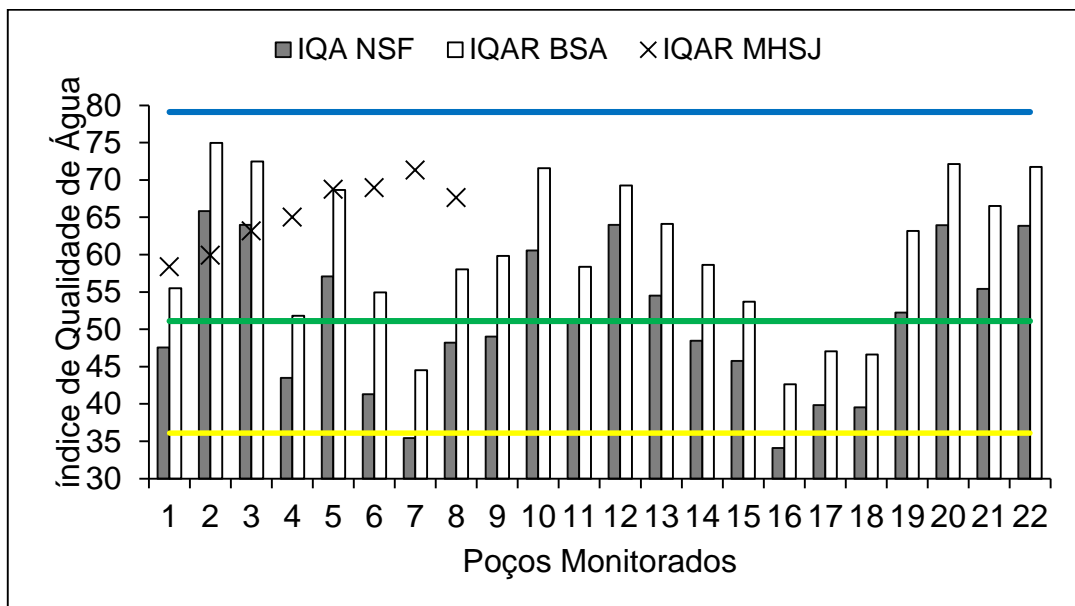


Figura 12: Comportamento do $IQAR$ e $IQANSF$ considerando as variáveis hidrogeoquímicas monitoradas nos poços da BSA e MHSJ. As linhas apresentam os limites para classes de qualidade das águas nos poços. Linha amarela (Regular), verde (Boa) e azul (Excelente).

Os poços analisados na BSA quando empregados o índice original da NSF e comparados com a faixa de qualidade, apresentaram-se 9,1% em qualidade ruim, seguido por 40,9% em qualidade regular e por 50% de boa qualidade. Apenas P7 (35,42) e P16 (34,08) apresentam qualidade ruim. O valor máximo observado foi de 65,82 (P2).

Após adaptação do índice, a qualidade da água dos 22 poços monitorados na BSA variou entre boa (81,82%) e regular (18,18%). Sendo P7(44,51), P16 (42,62), P17 (47,07) e P18 (46,60) os que apresentaram menores valores de índice, e os poços 2 (74,90), 3 (72,46), 20 (72,13) e 22 (71,74) os com maior índice observado (Figura 12). Os oito poços monitorados na MHSJ em ambos os períodos de coleta (seco e

chuvoso) apresentaram boa qualidade com valores médios de IQA_R entre 58.5 (P1) e 71.3 (P7).

Em todos os poços monitorados foram verificados que a regionalização do índice evidenciou valores mais elevados de qualidade que aqueles atribuídos pelo IQA_{NSF} . Este resultado reforça a necessidade de adaptações frente às especificidades locais ou regionais. Sem esta ação, um cenário incorreto pode ser construído, levando à falhas no processo de gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos numa dada região.

Os poços com maiores índices estão associados às áreas com baixa densidade urbana e, no caso do P20, área agrícola. Brhane (2018) analisou a qualidade de 22 amostras de águas subterrâneas no norte da Etiópia, sob clima BSh conforme a classificação Koppen (semiárido), por meio do IQA calculado usando o método Weighted Arithmetic Index. Através do estudo o referido autor verificou que 95,5% das amostras são classificadas como excelentes, e 4,6% apresentaram qualidade ruim ou inadequada para o consumo humano.

Como já mencionado acima, a maior parte das variáveis hidrogeoquímicas demonstrou relativa estabilidade ao longo do período de monitoramento. Em função disto, as Figuras 13 e 14 apresentam respectivamente os mapas de distribuição que exhibe o comportamento espacial da qualidade das águas subterrâneas (IQA_R) na Bacia Sedimentar do Araripe durante o período de monitoramento (2014-2018) e da Microbacia Hidrográfica do São José (monitoramento realizado em 2019).

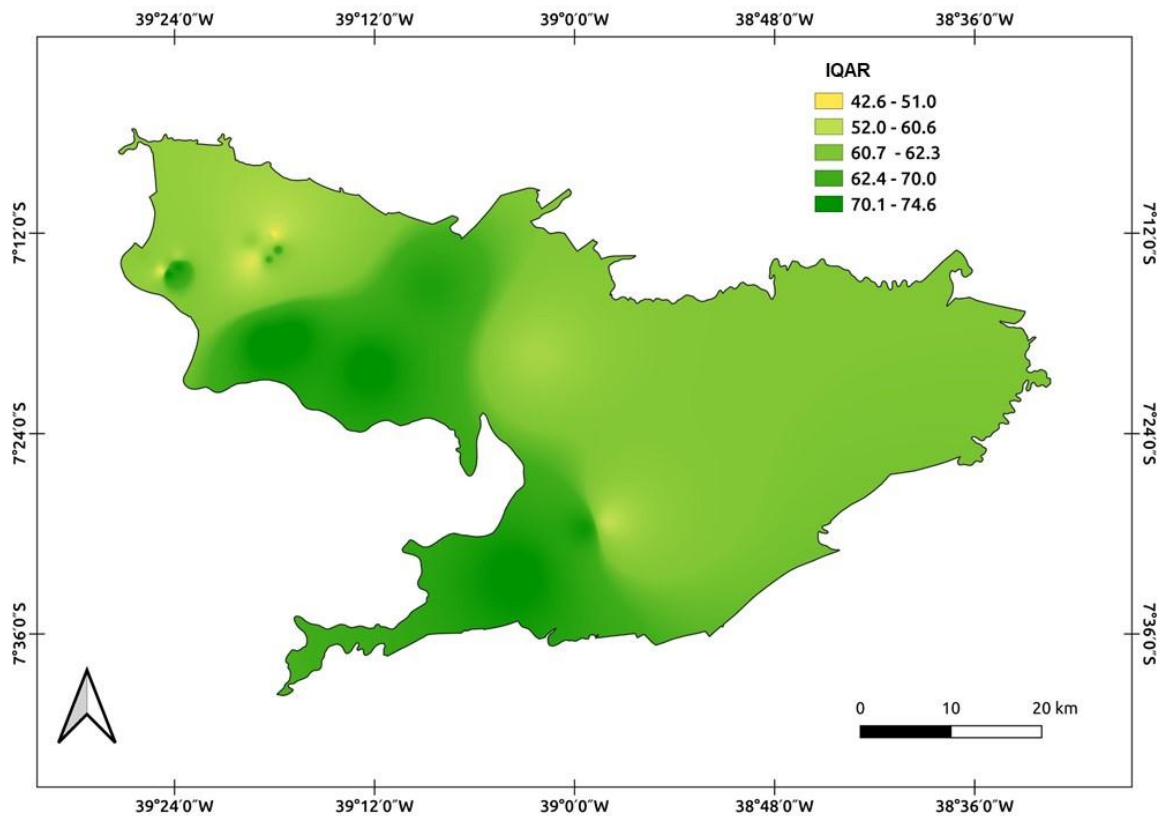


Figura 13: Distribuição espacial da qualidade da água subterrânea na BSA com base nos valores IQAR durante o período de monitoramento (2014-2018).

O mapa acima mostra claramente a distribuição espacial da qualidade da água na BSA. Os índices de qualidade mais baixos são encontrados predominantemente em áreas urbanas (P6 a P19), mas também em áreas com menor densidade urbana, porém influenciadas pelo uso agrícola do solo (P4). Nessas áreas, as águas apresentam em sua maioria qualidade Regular. Poços com maiores valores de IQAR estão associados a áreas de baixa densidade urbana (P20) e em microbacias mais florestadas como é o caso da MHSJ. Vide Figura 14 apresenta a classificação do IQAR para a Microbacia São José, que corresponde inteiramente à classe de boa qualidade.

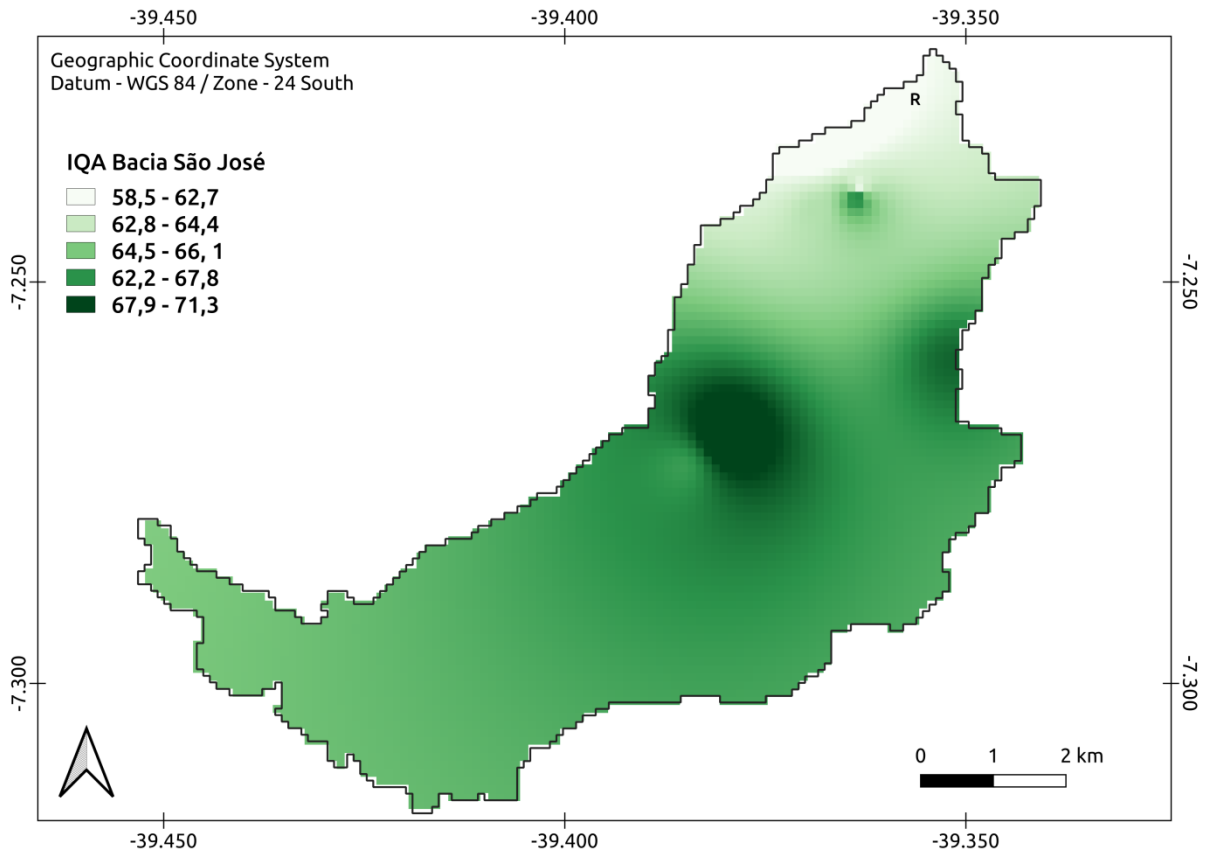


Figura 14: Distribuição espacial da qualidade da água subterrânea na Microbacia do São José com base nos valores IQA_R durante o monitoramento realizado no período seco e chuvoso de 2019.

Brhane (2018) analisou a qualidade da água subterrânea na região de Tigray, no semiárido da Etiópia usando o método do Índice Aritmético Ponderado, avaliando 95,5% dos poços na região como excelente, enquanto os demais poços possuíam água de qualidade ruim ou inadequada para consumo humano.

O uso de índices de qualidade para inferir a situação dos recursos hídricos subterrâneos é uma importante ferramenta, que contribui para a melhor gestão em regiões áridas e semiáridas de países em desenvolvimento (BRHANE, 2018). Essas regiões, geralmente, carecem de programas permanentes de monitoramento, o que dificulta a tomada de decisões adequadas pelos gestores.

Mapas de distribuição também contribuem para a compreensão do comportamento espacial de variáveis hidrogeoquímicas e condições de qualidade do aquífero. O comportamento espacial das variáveis e os índices facilitam na tomada de decisões, como priorizar áreas para ações imediatas de mitigação e monitoramento. Esta ferramenta foi aplicada à águas subterrâneas na cidade de Qus, no alto Egito,

onde revelou um alto risco de contaminação de esgoto dos recursos hídricos subterrâneos locais (ABDALLA e KHALIL, 2018).

6 CONCLUSÕES

A partir do uso de ferramentas estatísticas e de geoprocessamento foi possível confirmar as hipóteses levantadas e alcançar todos os objetivos propostos.

Mediante o uso das ferramentas de geoprocessamento foi possível diagnosticar que o uso e ocupação do solo mostrou-se diversificado na área estudada. O comprometimento da qualidade da água ocorreu principalmente nos poços localizados em áreas com elevada urbanização e de uso agrícola.

As variáveis monitoradas na Microbacia Hidrográfica São José não apresentaram distinção em seu comportamento nos períodos hidrológicos de seca e chuva. Apenas Nitrato e Turbidez foram mais afetados pela sazonalidade em poços monitorados na BSA entre os anos de 2014 e 2018.

As variáveis pH, NTK, N-NH₃, e P-PO₄³⁻ analisadas na água dos poços monitorados na Microbacia Hidrográfica São José estiveram em desacordo com os valores de referência preconizados pela legislação brasileira. Este comportamento também foi evidenciado nos poços monitorados na Bacia Sedimentar do Araripe (BSA).

Todos os poços monitorados na BSA entre os anos de 2014 e 2018 ultrapassaram os limites recomendados pela legislação vigente em ao menos uma variável hidrogeoquímica. Por meio da análise das distribuições de frequência foi possível verificar que apenas o oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e sólidos totais dissolvidos apresentaram médias compatíveis com a legislação vigente. As demais variáveis não apresentaram compatibilidade com os padrões de referência preconizados.

A aplicação de ferramentas estatísticas multivariadas permitiram adequar os pesos dos atributos e calibrar o modelo empírico para o cálculo do IQA_R, propiciando a adequação do índice as condições do semiárido brasileiro. Isto permitiu corrigir distorções no emprego de modelos prontos e elaborados para condições distintas da hidrogeologia e hidrogeoquímica da região semiárida.

Os resultados de IQA_R demonstraram que as águas do aquífero apresentaram-se na faixa regular e de boa qualidade.

O WQI_R pode ser utilizado como uma importante ferramenta de manejo e gestão de aquíferos em zonas áridas e semiáridas de países em desenvolvimento. Também pode auxiliar na redução das incertezas e na elaboração de políticas públicas para manejar tecnicamente os recursos hídricos subterrâneos. Ao mesmo tempo contribui para o alcance dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável previstos na Agenda 2030, prognosticado no objetivo 6.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

É sugerida a continuação do presente estudo, abrangendo uma maior quantidade de variáveis, como os agroquímicos; uma análise completa quanto à presença de metais, além de investigar o histórico de doenças relacionadas aos parâmetros analisados que se encontram acima do permitido pela legislação vigente, a fim de identificar a existência de uma correlação entre eles e o IQA_R.

Na prática, o solo e a água são parceiros inseparáveis, como uma comunhão universal perfeita. É pertinente incluir também a análise do solo, tendo em vista que o mesmo é um agente protetor, um filtro para manter a qualidade das águas subterrâneas, como também um agente que contribui para a movimentação inicial da água em direção às zonas insaturadas e saturadas do subsolo e das camadas mais profundas respectivamente. Assim, torna-se imperativa a divulgação e o esclarecimento à sociedade sobre a necessidade de proteção das chamadas áreas de recarga de aquíferos, principalmente aquelas ocupadas por solos arenosos, comumente relacionadas às formações geológicas sedimentares (Gomes, 2015).

Em consonância com que apontam diversos estudos, é perceptível que há urgência em se resgatar os conceitos de sustentabilidade, esquecidos desde a Rio 92, tão necessários para o momento atual em que a voracidade pelo consumo dos recursos naturais se faz com mais contundência. Tanto é, que as diversas formas de ocupação e atividades antrópicas, cada vez mais intensas, sejam elas urbanas, agrícolas e industriais, têm afetado de forma negativa a recarga dos aquíferos por meio da impermeabilização de grandes áreas, como também a qualidade da água por

meio da geração das mais diversas cargas de efluentes em diferentes níveis de contaminação (Gomes, 2015).

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAS. Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. Águas Subterrâneas O que são? Abas. Educação. [S.l.]. Disponível em: <https://www.abas.org/aguas-subterraneas-o-que-sao/>. Acesso em: Setembro de 2020.

ABBASI, PA; SOLTANI, N; CUPPELS, DA; LAZAROVITS, G. Reduction of bacterial spot disease severity on tomato and pepper plants with foliar applications of ammonium lignosulfonate and potassium phosphate. **Plant Disease** 86:1232-1236p. 2002.

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. **Water quality indices**. Great Britain: Elsevier B.V.; 2012. 362 p.

ABDALLA F. AND KHALIL R. Potential effects of groundwater and surface water contamination in na urban area, Qus City, Upper Egypt, **Journal of African Earth Sciences**, 141, 164-178, 2018.

ABDELKADERA, B.; ABDELHAK M.; ABDESLAM K.; AHMEDM, B. Z.. Estimation of Pollution Load of Domestic Sewage to Oued Bechar (SW Algeria) and its Impact on the Microbiological Quality of Groundwater. **Procedia Engineering**. 33, 261–267, 2012.

ADEKUNLE, I. M.; ADETUNJI, M. T.; GBADEBO, A. M.; BANJOKO, O. B. Assessment of groundwater quality in a typical rural settlement in Southwest Nigeria. **International journal of environmental research and public health**, v. 4, n. 4, p. 307-318, 2007.

ALENCAR, F. K. M; LIMA, G. R. R; SOUZA, S. O; ARAÚJO, A. L; da SILVA, F. J. A. Qualidade de águas subterrâneas sob embasamento cristalino em porção do sertão central cearense. **Águas Subterrâneas**, v. 33, p. 1-11, 2019.

ALIEVI, A A; PINESE, J. P. P; CELLIGO, A. Inventário das áreas de concentração de poços tubulares na zona urbana de Londrina (PR) e implicações ambientais. **ACTA Geográfica**, Boa Vista, v.6, n.13, p. 77-92, 2012.

ALMEIDA, R. A. S. **Conjuntura dos trabalhos científicos sobre aplicação de índices de qualidade de água (IQA) período 2014 - 2018**. In: 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2019, Natal. Anais Eletrônicos do 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2019.

ALMEIDA, R. A. S. Índice de qualidade de águas subterrâneas destinadas ao uso na produção de água potável (IQAS). **Dissertação 184 p**. Salvador: Universidade Federal da Bahia; 2007a.

ALMEIDA, R. A. S.; OLIVEIRA, I. B. **Aplicação da metodologia de pesquisa Delphi, via internet, na seleção de parâmetros para elaboração de Índices de Qualidade**

Água. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007, Belo Horizonte. ANAIS - ABES - 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007b.

ALMEIDA, R. A. S.; OLIVEIRA, I. B. **Estudo de iniciativas para avaliação integrada da qualidade da água subterrânea.** In: II International Conference on Subsurface Environment, São Paulo, 2011.

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.

AMÂNCIO, D. V; COELHO, G; Marques, R. F. de P. V; VIOLA, M. R; MELLO, C. R. Qualidade da Água nas Sub-Bacias Hidrográficas dos Rios Capivari e Mortes, Minas Gerais. **Revista Scientia Agraria**, v. 19, n. 1, p. 75–86, 2018.

AMARO, C. A. **Proposta de um índice para avaliação de conformidade da qualidade dos corpos hídricos ao enquadramento.** Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2009.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water.** 22nd Edition, Water Environment Federation, 2012.

ANA. Agência Nacional de Águas. **Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas.** 2a ed. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2014.

ANDRADE, T. S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; RODRIGUES, D. F. B. Variabilidade espaço-temporal da condutividade elétrica da água subterrânea na região semiárida de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 496 – 504, 2012.

ANJOS, F.T. Estudo Hidrogeológico do Aquífero Rio da Batateira e Caracterização da Possibilidade de Abastecimento d'água nos Municípios de Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha - CE. **Dissertação (Mestrado em Geociências).** Universidade Federal do Pernambuco. Recife, 2000.

ARAÚJO, S.M.S. de. A Região Semiárida do Nordeste do Brasil: questões ambientais e possibilidades de uso sustentável dos recursos. **Revista Científica da FASETE**, v. 5, 2011.

BADILLO-CAMACHO, J. *et al.* 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.

BANDEIRA, A. P. N. ; NUNES, P. H. S. ; LIMA, M. G. S. Gerenciamento de riscos ambientais em municípios da Região Metropolitana do Cariri (Ceará). **Ambiente & sociedade (online)**, v. 19, p. 65-81, 2016.

BARBOZA, A. E. C.; ROCHA, S. F.; GUIMARÃES, W. D. **Estudo preliminar da vulnerabilidade do aquífero livre localizado na região de Ponta da Fruta, Vila Velha –ES**. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis, INPE, p. 3279-3286. 2007.

BARILARI A, LONDOÑO M.Q.; PARIS M.D.C.; LIMA M.L.; MASSONE H.E. Groundwater contamination from point sources. A hazard index to protect water supply wells in intermediate cities, **Groundwater for Sustainable Development**, 2020.

BARRETO JUNIOR, A. M.; PACHECO, A. P.; CELESTINO, M. A. L. Aspectos do sensoriamento remoto geológico na bacia do Araripe (PE/CE/PI/Brasil). **Estudos Geológicos**, v. 28, p. 2, 2018.

BERTOLO, R. A; HIRATA, R. C. A; ALY JR, O. Método de Valoração da Água Subterrânea Impactada por Atividades Contaminantes no Estado de São Paulo. **Águas Subterrâneas**, v. 33, p. 303-313, 2019.

BERTOSSI, A. P. A.; de Menezes, J. P. C.; Cecílio, R. A.; de Oliveira Garcia, G.; & Neves, M. A. Seleção e agrupamento de indicadores da qualidade de águas utilizando Estatística Multivariada. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 5, p. 2025-2036, 2013.

BEZERRA, A. D. A.; ROCHA, J. C. ; NOGUEIRA, E. R. ; SOUSA, D. M. L. ; ARAUJO, F. G. D. M. ; BRANDAO, M. G. A. ; PANTOJA, L. D. M. Análise situacional da qualidade de água subterrânea oriunda de poços da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 9, p. 94, 2018.

BIGUELINI, C. P.; GUMY, M. P. Saúde Ambiental: Índices de Nitrato em Águas Subterrâneas de Poços Profundos na Região Sudoeste do Paraná. **Revista Faz Ciência**, v. 14, n. 20, p. 153-175, jul/dez 2012.

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, jun. 2016. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-016-5821-0>.

BRAGA, BENEDITO P. F.; FLECHA, RODRIGO; PENA, DILMA S. AND KELMAN, JERSON. **Pacto federativo e gestão de águas**. *Estud. av.* [online] vol.22, n.63, p.17-42, 2008.

BRASIL, Constituição (1988). **Constituição da República. Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal, 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm. Acesso em: 10 fev. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 16 mai. 2011(a).

BRASIL. INMETRO 2015. **A Atividade de Avaliação da Conformidade**. Disponível em: <http://inmetro.gov.br/qualidade/>. Acesso em: 10 fev. 2019.

BRASIL. **Lei Federal nº 9.433, 8 de janeiro de 1997**. Presidência da República - Casa Civil. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/l9433.htm>. Acesso em: 10 fev. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde**. Diário Oficial da União, Brasília, 2017.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 58, de 25 de março de 2004. Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, Distrito Federal, 2004, Seção 1, 266-270.

BRASIL. Portaria nº 2.914, de Dezembro de 2011 do 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(b).

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de Março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 2005.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 396, de 3 de Abril de 2008**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 2008.

BRHANE, G.K. Characterization of hydro chemistry and groundwater quality evaluation for drinking purpose in Adigrat area, Tigray, northern Ethiopia. **Water Science**; 32 (2): p213–229, 2018.

BROWN, RM.; MCCLELLAND, NI.; DEININGER, RA. and TOZER, RG. A water quality index: do we dare? **Water & Sewage Works**, vol. 117, p. 339-343, 1970.

BURGOS, T. N; SCHUROFF, P. A; LOPES, A. M; LIMA, N. R; PELAYO, J. S. Água de consumo humano proveniente de poços rasos como fator de risco de doenças de veiculação hídrica. **Rev. Ciênc. Saúde**, São Luís, v. 16, n. 1, p.34-38, 2014.

CADONÁ, E. A.; LOURENZI, C. R.; DE SOUZA, E. L.; RAMPINELLI, E. C.; DOS SANTOS, M. L.; SETE, P. B.; SOARES, C. R. F. S. Contaminação por nitrogênio e fósforo de águas destinadas ao consumo humano em região com intensa atividade suinícola. **Geosciences**. 37(4) p.883-891, 2018.

CAMACHO, C. R.; SOUSA, F. R. F. R. de O. O arcabouço estrutural da Bacia Sedimentar do Araripe, Província Borborema, baseado em dados aeromagnetométricos. **Geologia USP. Série científica**, v. 17, p. 149-161, 2017.

CAMPOS, RAFAEL FLORES. Análise da qualidade das águas subterrâneas e determinação do índice de vulnerabilidade do aquífero serra geral no município de Medianeira –PR. **Dissertação (Mestrado)** –Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Medianeira, 108f, 2015.

CARDOSO FILHO, M. S.; SANTOS, R. S. S; MOREIRA, I. T. A; OLIVEIRA, A. G. Monitoramento da qualidade das águas subterrâneas da cidade de Candeias (BA): um enfoque para as condições sanitárias. **Conjuntura & planejamento**, v. 192, p. 109-121, 2018.

CARVALHO, D.A.F.; MONTEIRO, C. A. B. Avaliação da qualidade da água para consumo humano na zona urbana de Campo Maior - PI. **Revista brasileira de gestão ambiental**, v. 14, p. 69-75, 2020.

CARVALHO, F. I. M.; LEMOS, V. P.; DANTAS FILHO, H. A.; DANTAS, K. G. F. Assessment of Groundwater Quality from the Belém Based on Physicochemical Parameters and Levels of Trace Elements Using Multivariate Analysis. **Revista Virtual de Química**, v.7, n.6, p.2221-2241, 2015.

CASTRO, S.B.; CARVALHO, T.M. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Turvo-GO, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. **Scientia plena**, v.5, n.2. 2009

CAVALCANTE, F. G.; ALMEIDA, J.R.F; MOREIRA, F. G. S.; SALES, J. C. F.; GUEDES, L.F.; CASTRO, I.M.P ; MACEDO, C.C.A. **Identificação e quantificação dos sistemas de captação de águas subterrâneas no Cariri Cearense..** In: III Congresso Internacional de meio ambiente subterrâneo, São Paulo, 2013.

CAVALCANTE, I; VERÍSSIMO, L. S. **Recursos hídricos subterrâneos da Bacia Sedimentar do Araripe - Zona leste, Estado do Ceará.** In: I Simpósio de Hidrogeologia do Sul-Sudeste, 2007, Gramado - RS. abas, 2007.

CEARÁ. Governo do Estado do Ceará 2014. Disponível em: <http://www.ceara.gov.br/governo-do-ceara/projetos-estruturantes/saneamento>. Última visualização em: março de 2019.

CEARÁ. Secretaria de Recursos Hídricos. **Segurança Hídrica: poços profundos atenuam os efeitos da seca no Ceará.** 2019. Disponível em: <https://www.srh.ce.gov.br/seguranca-hidrica-pocos-profundos-atenuam-os-efeitos-da-seca-no-ceara/>. Acesso em: agosto de 2020.

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. **Rev. Engenharia Sanitária e Ambiental** (online), v. 23, p. 973-978, 2018.

CENTENO, L. N; CECCONELLO, S. T; TIMM, L. C; LEANDRO, D. Adequabilidade de um índice de qualidade da água para o rio Camaquã/RS. **Revista DAE**, v. 68, p. 153-163, 2020.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo – série relatórios, apêndice a. 2009.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Indicadores de qualidade - Índice de Qualidade das Águas (WQI)**. Site oficial da Cetesb 2020. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 01 fev, 2020.

CHAVES, H. S.; MORAIS, D. G.; COSTA, K. A. D.; OLIVEIRA, I. V.; DANTAS, K. G. F.; SILVA, C. R.; SILVA, J. P.; SILVA, J. N.; SILVA, V. F. A.; SILVA, P. A.; CARVALHO, F. I.. Estudo da qualidade das águas subterrâneas de abastecimento em bairros na cidade de parauapebas a partir de parâmetros físico-químicos. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.3, p.113-121, 2020.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semiárido. **Estudos Avançados**, São Paulo, v.22, n.63, 2008.

COGERH. **Caderno regional da sub-bacia do Salgado**. 131p. : il. – Coleção Cadernos Regionais do Pacto das Águas. v. 11. Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador). Fortaleza: INESP, 2009a.

COGERH. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos. **Plano de Monitoramento e Gestão dos Aquíferos da Bacia do Araripe**, Estado do Ceará. Fortaleza, 2009b.

CONCEIÇÃO, F. T. & BONOTTO, D.M. Weathering rates and thropogenic influences in a sedimentar y basin, São Paulo State, Brazil. **Applied Geochemistry**, v. 19, p. 575-591, 2004.

CONLEY D. J.; PAERL, H. W.; HOWARTH, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LANCELOT, C.; LIKENS, G. E. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science Magazine**, v.323, p.1014-1015, 2009.

COSTA, C. L; LIMA, R. F; PAIXÃO, G. C; PANTOJA, L. D. M. Avaliação da qualidade das águas subterrâneas em poços do estado do Ceará, Brasil. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, v. 33, n. 2, p. 171-180, jul./dez. 2012.

COSTA, C. T. F.; BEZERRA, J. E. C. D.; PAULA FILHO, F. J.; FIRMINO, P. R. A.; SOUZA, R. B. Multivariate analysis applied to the hydrochemical study of groundwater in the sedimentary basin of Araripe - CE. **Águas subterrâneas**, v. 34, p. 1-7, 2020.

COSTA, K. V. M.; BARRETO, A. C.; ROMAO, M. R. O.; CARVALHO, T. R. A.; MASSARADUBA, W. M.; LANDIM, R. B. T. V.; FONTENELE, S. B.; MENDONÇA, L. A. R. **Análise morfométrica e ambiental da microbacia hidrográfica do São José Crato/CE**. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Água - Desenvolvimento econômico e socioambiental, Bento Gonçalves, 2013.

CPRM, **Portal SIAGAS**. Disponível em: <<http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>> . Acesso em: 25 abr. 2020.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – **Serviço Geológico do Brasil**. Implantação de Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas, 2009.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. do C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON JR.; N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 2a, ed. São Paulo: Signus, 2000.

DNPM, Departamento Nacional da Produção Mineral. **Projeto avaliação hidrogeológica da Bacia Sedimentar do Araripe**. Programa nacional de estudos dos distritos mineiros. Recife, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), distritos regionais Pernambuco e Ceará, 1996. 101 p. il.

DOURADO, A. A.; FERRAZ, L.L.; SILVA, A. R. S.; ROCHA, A. F. Qualidade físico-química e microbiológica da água em reservatórios subterrâneos na cidade de Vitória da Conquista-BA para fins de potabilidade. **Águas Subterrâneas**, v. 32, p. 1-8, 2018.

EMÍDIO, V. J. G. **A Problemática do Fósforo nas Águas para Consumo Humano e Águas Residuais e Soluções para o Seu Tratamento**. Dissertação apresentada para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente na especialidade de Tecnologias Ambientais. Universidade do Algarve, 2012.

ESTEVES, F. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

EZAKI, S.; HYPOLITO, R.; PÉREZ-AGUILAR, A.; MOSCHINI, F. A. Avaliação da qualidade das águas e sedimentos na microbacia hidrográfica do córrego do ajudante, Salto (SP). São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 30, n. 3, p. 415-430, 2011.

FANG, Y.; ZHENG, T.; ZHENG, X.; PENG, H.; WANG, H.; XIN, J.; ZHANG, B. Assessment of the hydrodynamics role for groundwater quality using an integration of GIS, water quality index and multivariate statistical techniques, *J. Environ. Manage.* 695 273, 111185, 2020.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Review of World Water Resources by Country**. Rome, 2003.

FERNANDES, L. L.; GOIS, R. V. Avaliação das principais metodologias aplicadas às análises microbiológicas de água para consumo humano voltado para detecção de coliformes totais e termotolerantes. **Revista Científica da Faculdade de Educação e Meio Ambiente** 6(2): 49-64, jul-dez, 2015.

FERNANDES, R. A.; LOUREIRO, C. O. Cadastro e caracterização dos exutórios de água subterrânea na área do Graben Crato-Juazeiro, região do Cariri - Ceará. **Águas Subterrâneas**, n. 1, 2004.

FERREIRA, B. D. O. **Protocolo Rápido de Avaliação Visual Ambiental (PRAVIA) como Instrumento de Monitoramento da Qualidade de água de córregos no DF**. Brasília: UnB - Faculdade de Planaltina, 2016.

FERREIRA, K. C. D.; LOPES, F.B.; ANDRADE, E. M.; MEIRELES, A. C. M.; SILVA, G. S. Adapting the National Sanitation Foundation water quality index to the Brazilian semiarid. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 46, n. 2, p. 277-286, 2015.

FERREIRA, M. I. P.; SILVA, J. A. F.; PINHEIRO, M. R. C.; **Políticas Públicas e gerenciamento de recursos hídricos**. Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, v.2, n.2, p.133, 2010.

FEYISA, G. L. MEILBY, H. FENSHOLT, R. PROUD, S. R. **Automated Water Extraction Index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery**. *Remote Sensing of Environment*. Issue 140, p. 23–35, 2014.

FORTINI, R. M.; BRAGA, M.J.; FREITAS, C. O. **Adoção de práticas conservacionistas e eficiência da agricultura no Brasil**. In: 46º Encontro Nacional de Economia - ANPEC, 2018, Rio de Janeiro. ANAIS DO 46º ANPEC, 2018.

FOSTER, S; GATHU, J; Eichholz, M; HIRATA, R. C. A. Climate change the utility groundwater role in supply security. **The Source IWA**, Londres, p. 50 - 54, 01 abr. 2020.

FRANCA, R. M. da; FRISCHKORN, H.; SANTOS, M. R. P.; MENDONÇA, L. A. R.; BESERRA, M. da C. Contaminação de poços tubulares em Juazeiro do Norte-CE. **Engenharia sanitária ambiental**. v. 11, n.1, p. 92-102, 2006.

FUNASA. Ministério da Saúde. **Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). Portaria Nº518, de 25 de março de 2009**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades

relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de portabilidade, e dá outras providências, Brasília, 2009.

FUNCEME. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos**. 2019. Disponível em: <http://www.funceme.br/app/calendario/produto/municipios/maxima/diario>. Acesso em 25 de abril de 2020.

FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE (FUNASA). **Manual Prático de Análise de Água**. 4. ed. – Brasília: 2013. 153p. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wpcontent/files_mf/manual_pratico_de_analise_de_a_gua_2.pdf>. Acesso em: 17 de maio de 2020.

GABR M. E.; SOUSSA, H, FATTOUH, E. Groundwater quality evaluation for drinking and irrigation uses in Dayrout city Upper Egypt. **Ain Shams Engineering Journal**. Elsevier BV, 2020.

GAIKWAD, S. K.; KADAM, A. R.; RAMGIR, R. R.; KASHIKAR, A. S.; WAGH, V. M.; KANDEKAR, A. M.; GAIKWADA, S. P.; MADALE, R. B.; PAWARG, N. J. KAMBLE, K. D. Assessment of the groundwater geochemistry from a part of west coast of India using statistical methods and water quality index. **HydroResearch**. v. 3, p.48–60, 2020.

GHORBANI, A; MOHAMMADI, M; MOHAMMADI, Z. **Water Quality Evaluation of Torghabeh River of Mashhad Using Combination of NSFQI Index and Geographic Information System**. International journal of Advanced Biological and Biomedical Research, Issue 2(8), p. 2416-2430, 2014.

GLORIA, L. P.; HORN, B. C.; HILGEMANN, M. Avaliação da qualidade da água de bacias hidrográficas através da ferramenta do índice de qualidade da água - IQA. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, p. 103–119, 2017.

GOMES, Marco Antônio Ferreira. **Importância do solo para a água subterrânea**. Jornal Dia de Campo, edição 07/07/2015. Disponível em: <http://diadecampo.com.br/zpublisher/secoes/Publicacoes.asp>. Acesso em 05 de janeiro de 2020.

GOMES, M. A. F. **Água: sem ela seremos o planeta Marte de amanhã**. [S. l.] Embrapa, 2011. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/down_hp/464.pdf>. Acesso em: 04 de julho de 2019.

GOMES, M. C. R.; CAVALCANTE, I. N. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água subterrânea. **Águas subterrâneas**, v. 31, n. 1, p. 134-149, 2017.

GONÇALVES, C.; CRUZ, L. T. M.; SILVÉRIO, P. F. Soluções rastreáveis e estáveis para determinação de Oxigênio Dissolvido em Águas subterrâneas: melhoria da qualidade técnica dos Resultados de Campo. **Águas Subterrâneas**, v. 1.2009.

GONÇALVES, D. R. P.; ROCHA, C. H. Indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1172-1183, 2016.

GUIMARÃES, B.O.; REIS, J.A.T.; MENDONÇA, A. S. F.; AKABASSI, L. Análise probabilística de parâmetros de qualidade da água para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 4, p. 807-815, 2016.

HANISCH, W.; FREIRE-NORDI, C. S. **Monitoramento remoto em tempo real de mananciais visando às florações de cianobactérias**. p. 190- 211. In: POMPEO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P. Y.; SILVA, S. C.; DOVAL, J. C. L. (Org.). Ecologia de reservatórios e interfaces. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

HEATH, RALPH C. - **Hidrogeologia Básica de Água Subterrânea** (Geological Survey Water-Supply Paper: 2220) US Government Printing Office - 1983 - Tradutores: Mario Wrege e Paul Potter - ABAS Núcleo Sul - Porto Alegre - RS.

HERLINGER JR, R.; VIERO, A. P. Groundwater vulnerability assessment in coastal plain of Rio Grande do Sul State, Brazil, using drastic and adsorption capacity of soils. **Environmental Geology**, v. 52, n. 5, p. 819-829, 2007.

HIRATA, R. C. A; SUHOGUSOFF, A. V; MARCELLINI, S. S; VILLAR, P. C; MARCELLINI, L (2019). A revolução silenciosa das águas subterrâneas no Brasil: uma análise da importância do recurso e os riscos pela falta de saneamento. [São Paulo] 35p. **Instituto Trata Brasil**, 2019b.

HIRATA, R. C. A; SUHOGUSOFF, A. V; MARCELLINI, S. S.; VILLAR, P. C; MARCELLINI, L. As águas subterrâneas e sua importância ambiental e socioeconômica para o Brasil. 1. ed. São Paulo: **Instituto de Geociências**, Universidade de São Paulo, v. 1. 64p, 2019a

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; OLIVEIRA JUNIOR, G. J. de. Análise de componentes principais: Resumo teórico, aplicação e interpretação. **Engineering and Science**, v.15, p.83-90, 2015.

HORTON, R.K. (1965) **An index-number system for rating water quality**. **J Water Pollution Control Federation**, v. 37, n. 3, p. 300-306.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/?lang=&coduf=23&search=ceara>. Acesso em: julho de 2020.

IPECE. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Perfil das regiões de planejamento Cariri -2017**. Disponível em < http://www2.ipece.ce.gov.br/estatistica/perfil_regional/2017/pr_cariri_2017.pdf>. Acesso: dez, 2019.

JHA, M. K.; SHEKHAR, A.; JENIFER, M. A. Assessing groundwater quality for drinking water supply using hybrid fuzzy-GIS-based water quality index. **Water Research**, p. 115867, 2020.

KUBRUSLY, L.S. Utilização de Técnicas de Análise Multivariada para Redução de Variáveis num Problema de Controle Ecológico. **Revista Brasileira de Estatística**, ano 53, n. 199/200, 1992.

LEE, J. D. Química inorgânica não tão concisa. Tradução da 5ª ed. Inglesa/Henrique E. Toma, Koiti Araki, Reginaldo C. Rocha. São Paulo; Bucher, 1999.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3ª ed. São Paulo: Átomo, 2010. 494p.

LIMA, E.B.N.R. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. 2001. 206 f. Tese (Doutor em Ciências) - Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE – UFRJ.

LIMA, M. G. S; GOMES, L. A ; MENDONÇA, L. A. R; FRISCHKORN, H. ; SILVA, J. G. P. ; SASAKI, J. M. Estudo da composição química de precipitados em águas provenientes de poços profundos no município de Crato, CE. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, p. 177/3-183, 2011.

LIMA, R. S.; ALVES, J. P. H. Avaliação da qualidade da água dos reservatórios localizados nas bacias hidrográficas dos rios Piauí–Real, utilizando o índice de qualidade da água (IQA). **Scientia Plena**, v. 13, n. 10, 2017.

LIRA, W. S.; CÂNDIDO, G. A. **Gestão Sustentável dos Recursos Naturais: Uma Abordagem Participativa**. SciELO-EDUEPB, 2013.

LOBLER, C. A.; SILVA, J. L. S..Vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas do município de Nova Palma, Rio Grande do Sul, Brasil. **Rev. Ambient. Água [online]**. 2015, vol.10, n.1, pp. 141-152. EpubMar2014. ISSN 1980-993X.

LOPES, C. R. M.; CAVALCANTE, I. N; DIAS, F. W. C; GUERRA JR.; W. G. Qualidade das águas subterrâneas no Vale do Cariri: Área em Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha, Estado do Ceará, Brasil. In: **XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e II Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste**. Ribeirão Preto-SP, 2005.

MACÊDO, J. A. B. **Águas e águas**. 2ª ed. Belo Horizonte: CRQ-MG, 2004. 977p.

MACHADO, J. L. F. **Águas subterrâneas e poços: uma jornada através dos tempos - Porto Alegre**: EST Edições/Suliani - Letra & Vida, 2008.

MAGALHÃES, A. O. **Análise ambiental do alto curso da microbacia do Rio da Batateira no município do Crato/CE**: subsídios ao zoneamento ecológico-econômico. Dissertação de Mestrado, Fortaleza: UFC , 2006.

MAGALHÃES, A. O.; PEULVAST, J-P.; BÉTARD, F. **Geodinâmica, perigos e riscos ambientais nas margens úmidas de planaltos tropicais: levantamento preliminar na região do Cariri oriental** (Ceará, Brasil). VI Seminário Latino Americano de Geografia Física II Seminário Ibero Americano de Geografia Física. Universidade de Coimbra, p. 1-15, 2010.

MAGALHÃES; OLIVEIRA, V. P. V. **Uso e Ocupação da Terra no Alto Curso do Rio da Batateira - Município do Crato/Ce: impactos ambientais, potencialidades e limitações**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada: a geografia física aplicada e as dinâmicas de apropriação da natureza. Viçosa - MG: Universidade Federal de Viçosa, 2009.

MARCUZZO, F. F. N.; ANDRADE, L. R. DE; MELO, D.C. R. Métodos de Interpolação Matemática no Mapeamento de Chuvas do Estado do Mato Grosso. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.4, p.793-804, 2011.

MATIC, N.; MIKLAVCIC, I.; MALDINI, K.; DAMIR, T.; CUCULIC, V.; CARDELLINI, C. *ET AL.* Geochemical and isotopic characteristics of karstic springs in coastal mountains (Southern Croatia). **Journal of Geochemical Exploration**, n. 132, p. 90–110, 2013.

MATTOS, J. B.; CRUZ, M. J. M; PAULA, F. C. F; SALES, E. F. Mapeamento dos aspectos hidrogeoquímicos de águas subterrâneas a partir de estatística multivariada e redes neurais artificiais. **Engenharia Sanitária e Ambiental** (Online), v. 24, p. 501-514, 2019.

MEDEIROS, C. N.; GOMES, D. D. M.; ALBUQUERQUE, E. L. S.; CRUZ, M. L. B. **Os recursos Hídricos do Ceará: integração, Gestão e potencialidades**. Fortaleza: Instituto de Pesquisa Estratégias e Econômica do Ceará (IPECE), 2011.

MEDEIROS, G. A; ARCHANJO, P; SIMIONATO, R; REIS, F. A. G.V. Diagnóstico da qualidade da água na microbacia do Córrego Recanto, em Americana, no Estado de São Paulo. **Geociências**, v. 28, n. 2, 2009.

MELO, F. A. de O; NEPOMUCENO, A. L. T. **Determinação do índice de qualidade da água do rio piranga- MG**. In: XIV SIMPÓSIO DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO E TECNOLOGIA - SEGeT, 2017, Resende. Ética e Gestão, juntas por um crescimento sustentável, 2017.

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. **Climatologia: noções básicas e climas do Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 206 p.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada**. 2. ed. Minas Gerais: UFMG, 2013. 295p.

MORETTO, D. L.; PANTA, R. E.; COSTA, A. B. D.; LOBO, E. A. Calibração do índice de qualidade da água (WQI) com base na Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 29-42, 2012.

MOTA, S. **Preservação e conservação e Recursos hídricos**. 2 ed. Rio de Janeiro: ABES.1995. 200p.

MURADÁS, K; COELHO, O. G. W.; WOJAHN, D. Levantamento de dados geomorfológicos e hidrogeológicos para mapeamento de vulnerabilidade de contaminação do Aquífero Guarani nos municípios de Portão e Estância Velha/RS utilizando o método DRASTIC. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 172-194, 2010.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1989. 422 p.

NING, L; LIYUAN, Y; JIRUI, D; XUGUI, P. **Heavy Metal Pollution in Surface Water of Linglong Gold Mining Area, China**. 3rd International Conference on Environmental Science and Information Application Technology (ESIAT 2011), Procedia Environmental Sciences 10, 2011.

NOBRE; R. C. M. ROTUNNO FILHO, O.C.; MANSUR, W.J.; NOBRE, M.M.M.; COSENZA, C.A.N. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 94 , p.277–292, 2007.

ODAT, S.; NEUKUM, C.; AZZAM, R.; DOMINIK, Z. Spatial Distribution Of Groundwater Quality In Mafraq Area, Jordan Using GIS and Water Quality Index(WQI). **International Journal of Ecology and Development**.; Vol. 30, Issue 2, 2015.

OLIVEIRA JÚNIOR, A. I de; MENDONÇA, L. A. R; FONTENELE, S. de B; ARAÚJO, A. O; BRITO, M. G. de S. L. Statistical multivariate analysis applied to environmental characterization of soil in semiarid region. **Revista Caatinga**, v. 32, p. 200-210, 2019.

OLIVEIRA, J. L. **Avaliação de Indicadores de Poluição de Solos e Águas e suas Implicações no Sistema de Abastecimento Público de Juazeiro do Norte-CE**, Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

OLIVEIRA, M.D. de; REZENDE, O.L.T. de; OLIVEIRA, S.M.A.C.; LIBÂNIO, M. Nova abordagem do índice de qualidade de água bruta utilizando a lógica fuzzy. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 361-372, 2014.

OLIVEIRA, T. W. S; SILVA, S. H. P; SILVA, D. F.; VIANA, J. F. C; FIRMO, W. C. A; Silva, M. R. C. Aspecto da sazonalidade nos parâmetros físico-químicos da água dos poços, Raposa- Maranhão, Brasil. **Águas Subterrâneas**, v. 33, p. 1-9, 2019.

ONU. **Organização das Nações Unidas** 2014. Disponível: <http://www.onu.org.br/a-onu-em-acao/a-onu-em-acao/a-onu-e-a-agua/>. Última visualização em: Março de 2019.

PAIVA, L. G. G.; FREITAS, L. C. B.; DE ALMEIDA, R. S.; DE TECNOLOGIA, N.; VERÍSSIMO, C. U. V. Condicionantes geológico-geomorfológicos de movimentos de

massa em bacias periurbanas na chapada do Araripe. In.: XII Conferencia Brasileira sobre Estabilidade de Encostas. COBRAE 2017, Florianópolis/SC, Brasil, 2017.

PANACHUKI, E. **Infiltração de Água no Solo e Erosão Hídrica, sob Chuva Simulada, em Sistema de Integração Agricultura-Pecuária**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2003.

PAULA FILHO, F. J. de. **Avaliação integrada da bacia de drenagem do rio Parnaíba através de fatores de emissão de cargas de nitrogênio e fósforo e índices de qualidade de águas**. Tese (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

PINHEIRO, M.R.C. **Avaliação de usos preponderantes e qualidade da água como subsídios para os instrumentos aplicada a bacia hidrográfica do rio Macaé**. 2008. 152p. Dissertação de Mestrado. Centro Federal de Educação Tecnológica de Campos, Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental. Campos, Rio de Janeiro, 2008.

PIRATOBA, A.R.A; RIBEIRO, H.M.C; MORALES, G.P; GONÇALVES, W G. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Revista Ambiente e Agua**, v. 12, p. 435-456, 2017.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. **Gestão de bacias hidrográficas**. Estudos Avançados, v.22, p.43-60, 2008.

RABALAIS, N. N.; TURNER, R. E.; DIAZ, R. J.; JUSTIC, D. Global change and eutrophication of coastal waters. **ICES Journal of Marine Science**, v.66, p.1528-1537, 2009.

RABELO, C. G.; FERREIRA, M. E.; ARAÚJO, J. V. G. *et al.* Influência do uso do solo na qualidade da água no bioma Cerrado: um estudo comparativo entre bacias hidrográficas no Estado de Goiás, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 4, n. 2, p. 172–187, 2009.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K.J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPQ, Brazil, pp. 1–65. 1995.

RAMIRES, J; BERAYARMOND, N; SALGADO, C. M. A variabilidade pluviométrica no Cariri Cearense e a influência das teleconexões ENOS e ODP. In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, **Anais**. Campinas, 2017.

REBOUÇAS, A. C. Água na região Nordeste: desperdício e escassez. **Revista do Instituto Estudos Avançados - USP**. v.11, n.29, p. 127-154, São Paulo, 1997.

RIBEIRO P. G; PEREIRA, I; SANTOS, C. C. A; FRANCO, C. S; DE PAULA, R. F; MARQUES, V. Qualidade da água subterrânea e tratamento simplificado para abastecimento humano do instituto eterna misericórdia de lavras-MG. **Revista de gestão e sustentabilidade ambiental**, Florianópolis, v. 8, n. 3, p. 566-581, 2019.

RIBEIRO, S. C. **Dinâmica da paisagem: relação entre os elementos naturais e o uso do solo no município do Crato/CE** (1960-1997). Especialização em Geografia do Nordeste, UFRN. Rio Grande do Norte, 1997.

SAMADI, M. T. SADEGHI, S. RAHMANI, A. SAGHI, M. H. Survey of water quality in Moradbeik river basis on WQI index by GIS. **Environmental Health Engineering and Management Journal**, Issue 2, n.1, p. 7-11, 2015.

SANTOS, A. C. **Noções de Hidroquímica**. In: Hidrologia: Conceitos e aplicações. Fortaleza: CPRM/LABHID-UFPE, 1997.

SANTOS, M. G.; PEREIRA, S. Y. Método AVI (Aquifer Vulnerability Index) para a classificação da vulnerabilidade das águas subterrâneas na região de Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro. **Eng. Sanit. Ambient. [online]**. 2011, v.16, n.3, p. 281-290.

SAWYER, C.N.; MCCARTY, P.L.; PARKIN, G. F. **Chemidtry for envitonmental engineering**. 4º ed. New York. McGraw-Hill Book Company. 1994. 658p.

SELVAM, S. MANIMARAN, G. SIVASUBRAMANIAN, P. BALASUBRAMANIAN, N. SESHUNARAYANA, T. GIS-based Evaluation of Water Quality Index of groundwater resources around Tuticorin coastal city, south India. **Environmental Earth Sciences**. v.71, Issue 6, p. 2847-2867, 2014.

SENTHILKUMAR, S. **Probing water quality at villages around industrial zone perundurai by means of gis factor and discriminant analysis water quality index and a new package watqua**. xxxi,243p. Faculty of Civil Engineering, Anna University, 2015.

SHEKAR, G. NARAYAN, L. MUNIYELLAPPA, R. M. **Impact of urbanization and study of water quality index on Gidadakonenahalli Lake, Bangalore urban district, Karnataka, India**. Advances in Forestry Science. Issue 1, v.2, p.7-12, 2015.

SICCO SMITH, G. SLAR for forest type-classification in a semi-deciduous tropical region. **ITC Journal**, n. 3, p. 385-401, 1978.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A.V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 733- 742. 2008.

SILVA, F. A. S.; AZEVEDO, C. A. V. de. **Principal components analysis in the software assistat-statistical assistance**. In: 7th World Congress on Computers in Agriculture, 2009, Reno. Proceedings of the 7th World Congress on Computers in Agriculture. St. Joseph: ASABE, 2009. CD-Rom. p.1-5.

SILVA, M. I. LOPES, W.A.; GONÇALVES, A.M.L; GOMES, B.T.S; FRANCELINO, J.W.C; BACURAU, V.P; BRITO, S.S; MENEZES, J.M.C; PAULA FILHO, F. J. SOUZA, A. B. **Análise físico-química de águas subterrâneas da Região Metropolitana do**

Cariri, RMC. In: 59° Congresso Brasileiro de Química, João Pessoa - PB. Anais do 59° Congresso Brasileiro de Química, 2019.

SILVA, N; JUNQUEIRA, V. C. A; SILVEIRA, N. F. A; TANIWAKI, M. H; GOMES, R. A. R; OKAZAKI, M. M. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água.** 5º ed São Paulo: Blucher, 2017. 560p.

SOUSA, M. D. D. M.; CARDOSO, I. V. S.; FAUSTINO, F. W.; MATOS CORDEIRO, R.; DOS SANTOS, S. P.; ROCHA, B. D. A. P. Região metropolitana do cariri: uma análise socioeconômica e ambiental/Metropolitan region of cariri: a socioeconomic and environmental analysis. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 6, p. 35906-35919, 2020.

SOUZA, C. D.; CASTRO, M. A. H. **Simulação do Fluxo Hídrico Subterrâneo por Estimativa de Parâmetros Usando Cargas Hidráulicas Observadas: Caso do Cariri Cearense, Brasil.** Portugal, 2013.

SOUZA, P. F. G.; COSTA, C. R.; COSTA, M. F. Diagnóstico da qualidade da água da bacia do Rio Goiana. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.6, n.1, p.2-15, 2019.

TAKAL, J.K.; QUAYE-BALLARD, J.A. Bacteriological contamination of groundwater in relation to septic tanks location in Ashanti Region, Ghana, Cogent **Environmental Science**, v.4, n.1, 156-197p, 2018.

TAVARES, P. R. L.; CASTRO, M. A. H. de; COSTA, C. T. F.; SILVEIRA, J. G. P.; ALMEIDA JUNIOR, F. J. B. Mapeamento da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas localizadas na Bacia Sedimentar do Araripe, Estado do Ceará, Brasil. **Revista da Escola de Minas (Impresso)**, v. 62, p. 227-236, 2009.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, v.20, p.137-157, 2007.

THOMAZ, S. M; ROBERTO, Maria C; BINI, Luís M. Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: VAZZOLER, Anna E. A. M; AGOSTINHO, Ângelo A; HAHN, Norma S. **A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.** Maringá: UEM,1997.

VERÍSSIMO, L. S; VASCONCELOS, M. B; AGUIAR, R. B. Monitoramento de poços na bacia sedimentar do Araripe-Estado do Ceará. In: **XVIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, Anais ABAS, Belo Horizonte/MG, 2014.

VESILIND, P. A.; MORGAN, S. M. **Introdução à Engenharia Ambiental.** 1 ed. 456p. Cengage Learning. São Paulo, 2011.

VICENTE DA SILVA, E. & PEREIRA, R.C.M. Solos e vegetação do Ceará: características gerais. In: SILVA, J.B. da (org.) *et al.* **Ceará: um novo olhar geográfico**. Fortaleza: Edições Demócrito Rocha, 2005.

VIDAL, T.F.; CAPELO NETO, J. Dynamics of nitrogen and phosphorus in reservoir in the semi-arid region region using mass balance. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n.4, p.402-407, 2014.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. Sao Paulo, McGraw-Hill, 1975. 245p

ZULPO, D. L.; PERETTI, J.; ONO, L. M.; GARCIA, J. L. Avaliação microbiológica da água consumida nos bebedouros da Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, Paraná, Brasil. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v.27, n.1, p. 107-110, 2006.