



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AGROALIMENTAR
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM SISTEMAS
AGROINDUSTRIAIS**

UYARA NUNES DE MEDEIROS SILVA

**A RADIAÇÃO UVC COMO ALTERNATIVA NO TRATAMENTO DE
ÁGUA**

POMBAL – PB
2018

UYARA NUNES DE MEDEIROS SILVA

**A RADIAÇÃO UVC COMO ALTERNATIVA NO TRATAMENTO DE
ÁGUA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Sistemas Agroindustriais da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Sistemas Agroindustriais.

Orientadora: Prof. DSc. Andrea Maria Brandão de Oliveira

Co-Orientador: Prof. DSc. Camilo Allyson Simões de Farias

Área de concentração: Ciência e tecnologia ambiental

POMBAL – PB
2018

S586r

Silva, Uyara Nunes de Medeiros.

A radiação UVC como alternativa no tratamento de água / Uyara Nunes de Medeiros Silva. – Pombal, 2018.

72 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Sistemas Agroindustriais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, 2018.

"Orientação: Profa. Dra. Andrea Maria Brandão de Oliveira".

"Co-orientação: Prof. Dr. Camilo Allyson Simões de Farias".

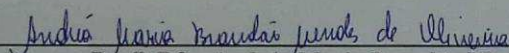
1. Tratamento de água. 2. Desinfecção de água. 3. Irradiação da água.
4. Microorganismos patogênicos. I. Oliveira, Andrea Maria Brandão de.
II. Farias, Camilo Allyson Simões de. III. Título.

CDU 628.16(043)

“A RADIAÇÃO UVC COMO ALTERNATIVA NO TRATAMENTO DE ÁGUA”

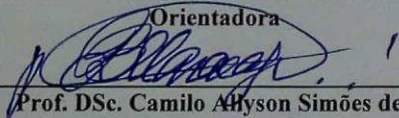
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Sistemas Agroindustriais da Universidade Federal de Campina Grande, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Sistemas Agroindustriais.

Aprovado em: 08 / 08 / 2018



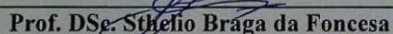
Prof. DSc. Andréa Maria Brandão Mendes de Oliveira

Orientadora



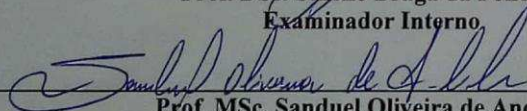
Prof. DSc. Camilo Ahyson Simões de Farias

Coorientador



Prof. DSc. Stéfio Braga da Fonseca

Examinador Interno



Prof. MSc. Sanduel Oliveira de Andrade

Examinador Externo

POMBAL-PB
2018

A minha família, por todo sacrifício para me ver vencer, em especial, aos meus pais, Jameire Nunes de Medeiros Silva e Ubiranim de Medeiros Silva.

AGRADECIMENTOS

A Deus, aquele que é o Rei dos Reis e Senhor dos Senhores, por me dar a coragem e a força necessária para não desistir, pois muitas foram as batalhas e as provações, mas o meu Senhor e meu Deus é bom, justo e compassivo e me deu o discernimento necessário para entender que as coisas acontecem no tempo certo e então hoje, diante deste sonho concretizado apenas posso dobrar os meus joelhos e agradecer, pois, para Ti Senhor é o meu canto e para Ti é todo o meu louvor.

A minha família, em especial, aos meus pais, Ubiranim e Jameire, pelo grande exemplo de esforço e dedicação. Obrigada por sempre acreditarem em mim e nos meus sonhos. Obrigada por tudo aquilo que vocês me ensinaram, pelas orações em meu favor e pela preocupação para que eu sempre estivesse seguindo o caminho correto. Vocês são minha base, sem vocês eu nada seria. Espero ter dado muito orgulho a vocês, pois vocês são os meus maiores exemplos. AMO VOCÊS INCONDICIONALMENTE E ETERNAMENTE!

Ao meu noivo Jefferson Agripino, pelo companheirismo, paciência, carinho e amor. Obrigada por acreditar no meu potencial e sempre me dar forças e incentivo para seguir em frente. Apesar da distância com que vivemos você foi e é essencial em minha vida. AMO-TE!

A minha orientadora Andrea Maria Brandão de Oliveira, que me acolheu antes mesmo que eu fosse aprovada pelo PPGSA, me deu força, base e conhecimento para que eu pudesse chegar até aqui. Obrigada pela oportunidade e confiança em mim depositada, não há palavras que expressem minha gratidão.

A Layon Madeiro, que esteve comigo desde o início da ideia para realização do projeto, me apoiando, me incentivando, me dando força e me encorajando para seguir em frente com a pesquisa e nunca me deixando desanimar! Você faz parte deste sonho, sem a sua ajuda eu não teria conseguido chegar até aqui, serei eternamente grata a você. Muito obrigada!

Aos meus amigos: Lucas, Dayane e Wanderson, que faziam parte do grupo de viagem entre Patos e Pombal e tornaram esse mestrado mais divertido! Obrigada por todos os momentos nos quais fomos cúmplices, estudiosos, dorminhocos e brincalhões. Vocês foram muito especiais, sempre um incentivava o outro para todos vencerem, e nós conseguimos! .

A minha amiga Bruna Rodrigues de Sousa, que esteve comigo desde a graduação, sempre me ajudando e me fazendo sorrir, mesmo sendo coisas ruins! Você é muito especial para mim, saiba que sou imensamente grata por tudo que fazes por mim!

A todos que fazem parte do laboratório de água, especialmente, a Luís, por ter tirado um pouco de seu tempo para me ensinar e me ajudar a concluir a minha pesquisa! Você foi muito importante para finalização deste trabalho. Obrigada!

Obrigada a todos que, mesmo não sendo citados aqui, tanto contribuíram para a minha formação e realização deste sonho. Os meus sinceros agradecimentos!

Aos professores e funcionários da UFCG e do PPGSA, obrigada por contribuírem para a minha formação acadêmica, prometo produzir bons frutos

*“Toda vez que a vida
Quase me fizer desistir,
Eu tenha força suficiente
Pra dizer, hoje não!”*

Renato Russo.

RESUMO

A desinfecção da água é considerada o principal mecanismo de destruição ou desativação de microrganismos patogênicos, para prevenir a disseminação de doenças por veiculação hídrica; um dos processos de desinfecção de água seguro é a utilização da radiação UV, pois esta atua por meio físico, entrando em contato principalmente com os ácidos nucleicos dos microrganismos, provocando alterações no DNA e RNA. Diante do exposto, a presente pesquisa teve por objetivo avaliar a eficiência de lâmpadas germicidas no controle de microrganismos patogênicos presentes na água para uso agroindustrial. Foram construídas três unidades de tratamento, constituídas por tubos de PVC, cada uma contendo em seu interior uma lâmpada germicida de UVC com potência de 15W, 20W e 30W que tiveram como suporte, adaptações feitas com tubos, reduções e adaptadores curtos. Após a confecção do sistema de tratamento, a água contaminada foi introduzida nos mesmos para ser irradiada, durante 15min e 30 min. Antes e após deste processo de irradiação da água, foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas, para avaliar os possíveis efeitos causados pela irradiação. Com os resultados obtidos pelas análises físico-químicas antes e após da água ser submetida ao tratamento, é possível verificar que a mesma não sofre alterações significativas nos parâmetros físico-químicos, já no que se refere aos resultados obtidos para as análises microbiológicas, verifica-se que apenas a unidade de tratamento que apresenta a lâmpada UVC de 20W, no tempo de irradiação de 30min foi eficiente na desinfecção da água, visto que eliminou-se tanto as bactérias do grupo coliformes totais e *Escherichia coli*, como as bactérias heterotróficas, estando enquadrada dentro dos valores de potabilidade exigidos pela PRC/MS nº 5/2017, Anexo XX do ministério da saúde, não causando mal a saúde, e podendo ser utilizada tanto pelo ser humano, como pelas agroindústrias, mesmo após ser submetida a doses de radiação. Em face do exposto, torna-se possível concluir que a lâmpada germicida que obteve melhor eficiência no controle de microrganismos patogênicos presentes na água foi a que apresenta potência de 20W, operando no tempo de 30min de irradiação.

Palavras-chave: Irradiação de água. Desinfecção. Microrganismos patogênicos.

ABSTRACT

The disinfection of water is considered to be the main mechanism of destruction or disabling of pathogenic micro-organisms, to prevent the spread of waterborne diseases; one of the safe water disinfection processes is the use of UV radiation, since this operates through physical, getting in touch mainly with the nucleic acids of microorganisms causing alterations in DNA and RNA. On the foregoing, the present research aims to assess the effectiveness of germicidal lamps in the control of pathogenic microorganisms present in the water for industrial use. Three units built, consisting of PVC tubes, each containing in your interior a UVC germicidal lamp of power 15W, 20W and 30W they had support, adjustments made with tubes, reductions and short adapters. After the preparation of the treatment system, the contaminated water introduced in the same to be irradiated, for 15min and 30 min. Before and after this process of irradiation of the water, physical-chemical and microbiological analyses were carried out, to Assess the possible effects caused by irradiation. With the results obtained, by the physic-chemical analysis, before and after the water subjected to the treatment, it is possible to verify that it does not suffer significant changes in the physic-chemical parameters, as regards the results obtained for the Microbiological analyses. It turns out that only the treatment unit that presents the UVC lamp of 20w, in the irradiation time of 30min was efficient in disinfecting the water, since it eliminated both the bacteria of the total coliforms group and Escherichia coli, as the bacteria heterotrophic. It has being framed within the drinking values required by the Ministry of Health's consolidation N° V/2017, was not causing harm to health, and can be used both by the human being and by the agro, even after being subjected to doses of Radiation. In the face of the above, it is possible to conclude that the germicidal lamp that obtained better efficiency in the control of pathogenic microorganisms present in the water was the one that presents 20w power, operating in the 30min time of irradiation.

Keywords: Water irradiation. Disinfection. Pathogenic microorganisms.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AU	Ausente
CAGEPA	Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba
CCE	Carbono Extraído por Clorofórmio
CCTA	Centro de Ciência e Tecnologia Agroalimentar
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
ETA's	Estações de Tratamento de Água
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQA	Índice De Qualidade De Água
IQAH	Índice De Qualidade De Água- Horton
IQANSFA	National Sanitation Foundation
IQUAS	Índices de Qualidade de Água Subterrânea
IFEMN	Índice de Alteração Ferro e Manganês
IT	Índice de Toxidez
NSF	National Sanitation Foundation
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
OD	Oxigênio Dissolvido
PCA	Plate Count Agar
Ph	Potencial Hidrogenioiônico
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
Ppm	Partículas por Milhões.
PR	Presente
RNA	Ácido Ribonucleico

SEQ	Système d'évaluation de la Qualité des Eaux Souterraines (SEQ)
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
TSA	Tryptone Soy Agar
UFC	Unidades Formadoras De Colônias
UFMG	Universidade Federal de Campina Grande
UV	Ultravioleta
UVA	Ultravioleta A
UVB	Ultravioleta B
UVC	Ultravioleta C
VPM	Valor Máximo Permitido

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Províncias hidrológicas do Nordeste do Brasil.....	22
Figura 2. Comportamento dos furos realizados nos aquíferos livres e confinados.....	24
Figura 3. Curva média de variação de qualidade da água para o Nitrogênio Total.....	29
Figura 4. Localização da faixa de comprimento de onda UV, dentro das radiações.....	39
Figura 5: Material usado para a confecção da adaptação de suporte para a lâmpada germicida.....	46
Figura 6: Unidade de tratamento/lâmpada germicida.....	46
Figura 7: Unidade de tratamento.....	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Cobertura da população com sistema de abastecimento de água em municípios paraibanos amostrados pelo SNIS 2010.....	20
Tabela 2: Escala dos IQAs, variação de 0 a 100 (%).....	27
Tabela 3: Classes de qualidade da água do método SEQ para consumo humano.....	30
Tabela 4: Parâmetros e pesos utilizados na construção do IQUAS.....	32
Tabela 5: Análises físico-químicas da água antes e após passar pelo tratamento.....	55
Tabela 6: Resultados obtidos das análises microbiológicas quanto à presença (%) de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	57
Tabela 7: Resultados da quantificação de bactérias heterotróficas antes e após passagem no sistema de desinfecção por radiação UVC.....	59

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	18
2.1 OBJETIVO GERAL.....	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
3.1 ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA PARAÍBA.....	19
3.2 CONDIÇÕES HIDROGEOLÓGICAS E GEOMORFOLOGIA DO NORDESTE.....	20
3.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS.....	23
3.4 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA (IQA).....	26
3.4.1 IQAH – Horton	26
3.4.2 National Sanitation Foundation (IQANSF)	28
3.4.2.1 Índice de Toxidez (IT)	29
3.4.3 Système d'évaluation de la Qualité des Eaux Souterraines (SEQ)	30
3.4.4 Índice de Qualidade de Água Subterrânea (IQUAS)	30
3.5 DEMANDA DE ÁGUA NA AGRICULTURA.....	32
3.6 REÚSO DE AGUA NA AGRICULTURA.....	33
3.7 ATIVIDADES AGROINDÚSTRIAS E SUAS DEMANDAS DE ÁGUA.....	33
3.8 TÉCNICAS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	34
3.8.1 Coagulação/Floculação	35
3.8.2 Decantação/ Flotação	36
3.8.3 Filtração	36
3.8.4 Desinfecção D'água por Cloro	37
3.9 TÉCNICAS ALTERNATIVAS DE DESINFECÇÃO.....	37
3.9.1 Desinfecção por Radiação Ultra Violeta	37
3.9.2 Geração Artificial da Radiação UV	39

3.9.3 Dose de Radiação UV	40
3.10 ESTUDO DA ARTE.....	41
4 MATERIAIS E MÉTODOS	45
4.1 TIPO E LOCAL DE ESTUDO.....	45
4.2 PROCEDIMENTO DE CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO COM RADIAÇÃO UV.....	45
4.3 TRATAMENTO DA ÁGUA COM RADIAÇÃO UV.....	47
4.4 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA.....	48
4.5 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA.....	49
4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	50
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	51
5.1 COR APARENTE.....	51
5.2 TURBIDEZ.....	51
5.3 pH/TEMPERATURA.....	52
5.4 SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS.....	53
5.5 OXIGÊNIO DISSOLVIDO.....	53
5.6 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE).....	54
6 CONCLUSÕES	61
REFERÊNCIAS	62

1 INTRODUÇÃO

O Estado da Paraíba está localizado no Polígono da Seca ou Região Semiárida, onde imperam climas muito quentes, chuvas escassas e irregulares, podendo variar de altas precipitações na mesorregião da zona da mata, a precipitações de até 300 mm/ano no sertão paraibano (TROLEIS, 2011). Além desse problema de quantidade de água disponível na região semiárida, também existe a questão da qualidade dos corpos d'água, que varia muito dependendo das múltiplas utilidades de uma bacia hidrográfica e das características físicas da mesma (CIRILO et al., 2008).

Apesar da água tratada ser um parâmetro fundamental de uma boa qualidade de vida, em muitas populações ela não é distribuída igualmente (PNUD, 2006). Na zona rural, as principais fontes de captação e abastecimento de água são por poços rasos e nascentes, sendo essas bastante susceptíveis a contaminação, devido à construção de poços, cacimbascisternas de maneira inadequada e/ou com proximidade a possíveis fontes de contaminação, como fossas sépticas, sumidouros, lavouras e áreas ocupadas por animais (RIGOBELLO et al., 2009; LANDIM NETO et al., 2013).

As agroindústrias familiares, na sua grande maioria, a água é obtida por meio de captação própria, através da perfuração de poços rasos e nascentes, e uma minoria diz realizar tratamento da água utilizada, fato preocupante, uma vez que a maioria das agroindústrias familiares está localizada em propriedades rurais onde há também a criação de animais, como suínos, bovinos e aves (NAIME; CARVALHO. NASCIMENTO, 2009).

Além das fontes de contaminações antropogênicas, Landim Neto et al. (2013) destaca que o destino final do esgoto doméstico e industrial em fossas negras e tanques, a disposição inadequada de resíduos sólidos e a utilização de agrotóxicos podem favorecer ainda mais a contaminação das águas de poços.

A qualidade da água, particularmente no que se refere à água dos mananciais como poços, minas, nascentes, lagos, entre outros, destinados ao consumo humano é de extrema importância, uma vez que sua contaminação por excretas de origem humana e animal pode torná-las um veículo de transmissão de agentes de doenças infecciosas e parasitárias, os quais influenciam diretamente a saúde da população.

Os principais microrganismos encontrados nessas águas são as bactérias patogênicas, os vírus e os parasitas (BUZANELLO et al., 2008; ALMEIDA FILHO, 2008).

Ao consumir água contaminada, o ser humano pode ter sua saúde comprometida, podendo contrair doenças, pois água que não é tratada serve de veículo direto e indireto para disseminação de doenças (SAUNDERS; WARFORD, 1983).

A crescente demanda por fontes de água para consumo humano e industrial, aliada ao contínuo comprometimento da qualidade da água em mananciais de abastecimento, tem incentivado a busca por procedimentos mais adequados para reduzir a poluição dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento socioeconômico e a sustentabilidade ambiental (BILOTTA; DANIEL, 2012).

Através das tecnologias de tratamento atuais, é teoricamente possível o tratamento de água obtidas dos mananciais com qualquer qualidade, no entanto, nem sempre qualquer água doce pode ser tratada, levando-se em conta o aspecto econômico. A desinfecção é considerada o principal mecanismo de destruição ou desativação de organismos patogênicos, para prevenir a disseminação de doenças por veiculação hídrica, pois esses não são eliminados com os processos físico-químicos (floculação, decantação e filtração) (BARROS; WOLFF, 2009).

São conhecidos diferentes métodos de desinfecção de água tanto de abastecimento, como residuais, tendo como os desinfetantes mais conhecidos e utilizados na prevenção de aparecimento de microrganismos: o cloro, o iodo, o ozônio, o permanganato de potássio, a prata, o dióxido de cloro, o peróxido de hidrogênio e a radiação Ultravioleta (UV) (BARROSO; WOLFF, 2009).

Quando se utiliza a radiação UV, a formação de subprodutos é mínima, pois esta atua por meio físico, entrando em contato principalmente com os ácidos nucleicos dos microrganismos, provocando alterações no Ácido desoxirribonucleico (DNA) e Ácido ribonucleico (RNA). A unicidade do DNA no interior celular o torna alvo de lesões geralmente irreversíveis, ocasionadas principalmente pela dimerização de bases nitrogenadas, as quais podem originar organismos debilitados e não hábeis à sua replicação e sobrevivência, aumentando a eficiência de inativação de patógenos, tanto no tratamento de água de abastecimento, quanto esgoto doméstico. Já os desinfetantes como o cloro pode gerar subprodutos de potencial cancerígeno (BARROSO; WOLFF, 2009; WEF, 1996; USEPA, 1999).

Cabe ressaltar que as comunidades rurais, urbanas e o setor agroindustrial de muitos municípios da Paraíba, bem como do Nordeste, necessitam da água para suas necessidades fisiológicas e econômicas. Por estas comunidades não apresentarem acesso ao saneamento básico e a um tratamento eficiente de água, identificou-se a necessidade de construir uma tecnologia eficiente, barata e de pouca manutenção para o tratamento da água utilizada por esta população. Diante do exposto, a presente pesquisa tem por objetivo avaliar a eficiência de lâmpadas germicidas no controle de microrganismos patogênicos presentes na água para uso agroindustrial.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de lâmpadas germicidas no controle de microrganismos patogênicos presentes na água para uso agroindustrial.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Aprimorar um sistema de tratamento de águas que utilize a radiação Ultravioleta C (UVC).
- Avaliar a ação da radiação UVC para inativação de microrganismos patogênicos, tais como: Coliformes totais, *E. coli* e bactérias heterotróficas;
- Realizar uma comparação entre as lâmpadas UVC de 15W, 20W e 30W, com relação à eficiência de ambas na desinfecção de água;
- Determinar o tempo e a potência de lâmpada que sejam eficientes no tratamento da água.
- Verificar se após a irradiação da água, a mesma pode sofrer alterações físico-químicas que sejam prejudiciais à saúde do homem.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA PARAÍBA

De acordo com os dados do censo demográfico de 2010, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Estado da Paraíba possui 223 (duzentos e vinte e três) municípios com uma população de 3.943.885 habitantes distribuídos em uma área de 56.585 Km², contando com quinze territórios rurais. Seu território está localizado na região Hidrográfica do atlântico Nordeste Oriental.

Das 223 (duzentos e vinte e três) sedes urbanas da Paraíba, 76% (setenta e seis por cento) são abastecidos apenas por mananciais superficiais, com predominância de açudes, destacando-se os açudes dos rios Piranhas-açu e Paraíba, conforme dados da Agência Nacional de Águas – ANA (2010).

A companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), abastece 79% (setenta e nove por cento) dos municípios. Referente ao tipo de sistemas, os isolados são responsáveis pelo abastecimento de 132 (cento e trinta e dois) municípios (59% do total); todavia, a população atendida pelos sistemas integrados corresponde a aproximadamente 75% do total da população urbana do Estado (ANA, 2010).

Com relação às águas subterrâneas, a Paraíba apresenta ainda um pequeno potencial de exploração, sendo que apenas 16% (dezesesseis por cento) das áreas urbanas são supridas exclusivamente por águas subterrâneas e 8% (oito por cento), pelos dois tipos de mananciais, superficial e subterrâneo (ANA, 2010).

Os números advindos da estatística oficial, fornecida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), mostra a situação do acesso à água no estado da Paraíba, que a partir de sua Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD) de 2011 e, face ao levantamento feito sobre o acesso à rede geral de água pela população, aproximadamente 81% (oitenta e um por cento) da população da Paraíba é atendida pelo sistema de abastecimento de água, sendo que, na zona rural, este indicador é de apenas 18.9%. Ainda em relação ao estudo,

pode-se observar que 737.000 habitantes do Estado não tinham acesso à rede pública de abastecimento de água, desses 78% (setenta e oito por cento) viviam na zona rural (SALES et al., 2013).

Quando os dados referentes no âmbito municipal são observados, percebe-se a ausência de equidade do acesso a este serviço (SILVA FILHO et al., 2015). De acordo com os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) de 2010 fornecido pelo Ministério das Cidades, apenas 11% dos municípios do estado da Paraíba que participaram da amostragem do sistema apresentam cobertura com rede pública de água acima dos 80% da população. Quanto ao oposto, ou seja, com cobertura menor do que 41%, os dados revelaram que pouco mais de 18% (dezoito por cento) estavam nesta situação (SALES et. al., 2013).

Na Tabela 1, verifica-se a situação do abastecimento de água na Paraíba.

Tabela 1: Cobertura da população com sistema de abastecimento de água em municípios paraibanos amostrados pelo SNIS 2010

<i>Índ. De Atend. Com Rede Geral de Água</i>	<i>Quant. de Municíp.</i>	<i>% de Municíp.</i>
< 21% de cobertura da população	5	2,8
21,01 a 41% de cobertura da população	28	15,5
41,01 a 60% de cobertura da população	70	38,7
60,01 a 80% de cobertura da população	58	32
> 80,01% de cobertura da população	20	11
Total	181	100

Fonte: Ministério das Cidades - Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS).

3.2 CONDIÇÕES HIDROGEOLÓGICAS E GEOMORFOLOGIA DO NORDESTE

As subdivisões do território Nacional em Províncias Hidrogeológicas, podem ser consideradas como as primeiras tentativas de cartografar unidades representativas de reservatórios aquíferos subterrâneos regionais, e refletiram, em um dado momento, o nível de conhecimento das águas subterrâneas do país (MENTE, 2009).

A primeira divisão do Brasil em províncias hidrogeológicas, foi proposta por Pessoa et al. (1980), no Mapa Hidrogeológico do Brasil, na escala 1: 2.500.000, no qual apresentam uma divisão do país em dez províncias e quinze subprovíncias. Eles admitem como fatores influentes

combinações de tectônica, morfologia, fisiografia e litologia; ressaltam o caráter dinâmico dessa subdivisão e afirmam que cada província pode "ser subdividida, quando surgirem novas informações técnicas indicadoras".

Posterior a esta subdivisão do país em Províncias Hidrogeológicas, a CPRM – Serviço Geológico do Brasil lança, no ano de 2004, o “Mapa de Domínios e Subdomínios Hidrogeológicos do Brasil”, conceituando Domínio Hidrogeológico como “Grupo de unidades geológicas, com afinidades hidrogeológicas, tendo como base principalmente as características litológicas das rochas” (CPRM, 2004).

A distribuição espacial das águas subterrâneas na região Nordeste se faz de maneira heterogênea, principalmente, considerando as áreas de maior escassez do semiárido (MENTE, 2009). Cerca de 50% (cinquenta por cento) da região Nordeste é representada por rochas do embasamento cristalino (granitos, gnaisses, xistos, etc.), de reduzida potencialidade hídrica, correspondendo essa área à localização das zonas que apresentam maior aridez, dos Estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, norte da Bahia e leste do Piauí semiárido (MENTE, 2009).

Na região Nordeste as províncias hidrogeológicas mapeadas são (CPRM, 2001):

- Paraíba – é representada pela bacia sedimentar do Paraíba e constitui o maior potencial de água subterrânea do Nordeste;
- Escudo Oriental – é constituída predominantemente de rochas cristalinas e apresenta, em geral, um potencial hidrogeológico muito fraco;
- São Francisco – predominam aquíferos restritos às zonas fraturadas, com potencialidade de baixa a média;
- Costeira – corresponde à extensa faixa litorânea do país, estendendo-se desde o Amapá até o Rio Grande do Sul, sendo formada por nove sub-províncias, das quais sete ocorrem na região Nordeste.

A província "Escudo Oriental" subdivide-se nas sub-províncias dos estados do Nordeste e Sudeste.

A província "Costeira" encontra-se subdivida nas seguintes sub-províncias: São Luiz/Barreirinhas, Ceará/Piauí, Potiguar, Pernambuco/Paraíba, Alagoas/Sergipe e Recôncavo/Tucano/Jatobá.

A Figura 1 mostra as Províncias hidrológicas do Nordeste do Brasil.

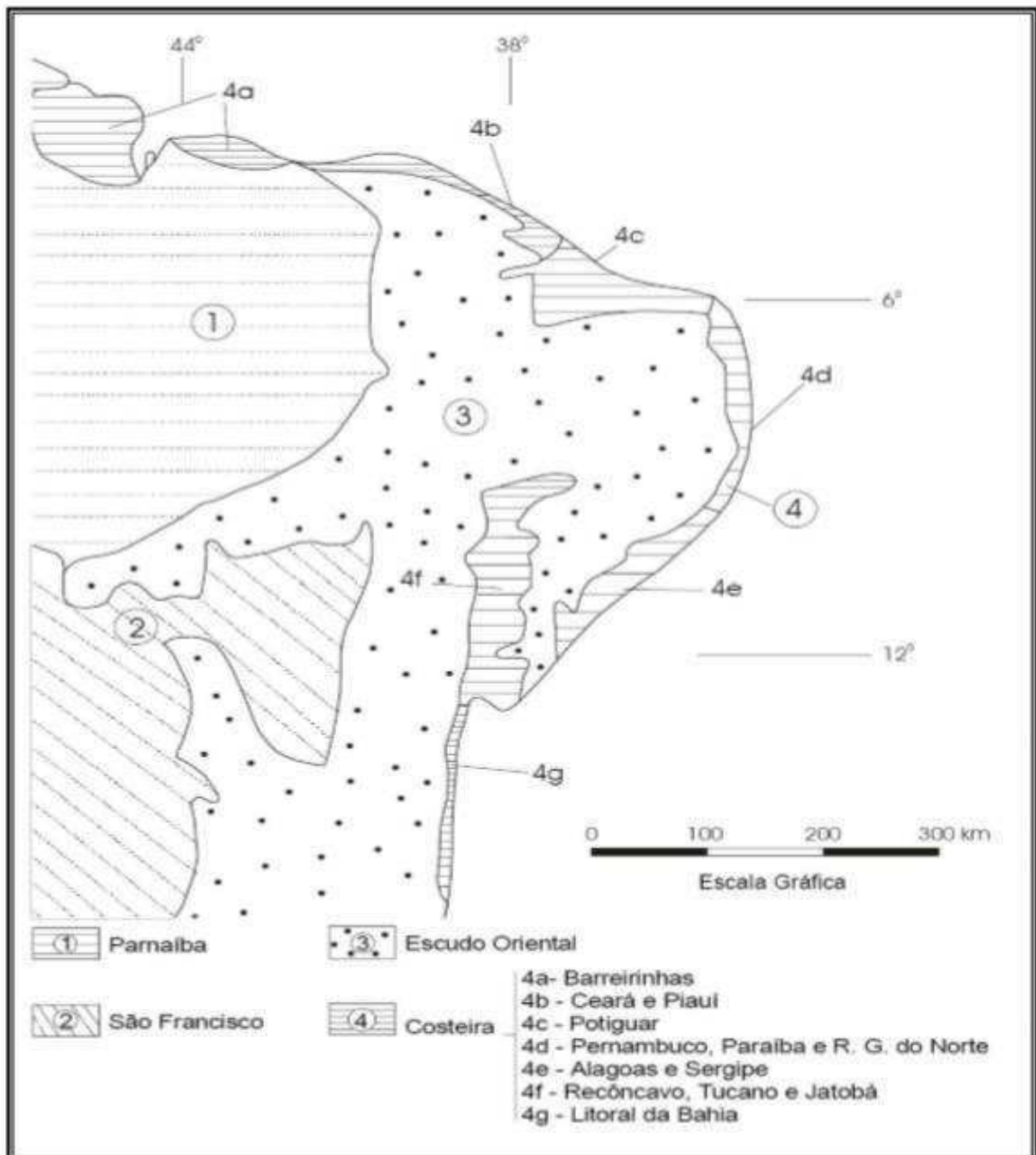


Figura 1. Províncias hidrológicas do Nordeste do Brasil

Fonte: CPRM (2001) modificado, DNPM/CPRM, 1981.

Pode-se observar que a maior parte da Paraíba está localizada na província do Escudo Oriental. Esta Província é, predominantemente, constituída por rochas cristalinas do Pré-Cambriano (granitos, rochas eruptivas etc.), e cristalofilianas (migmatitos). Essas rochas apresentam sistemas aquíferos do tipo fissural, de áreas pediplanadas, normalmente, desprovidas de cobertura vegetal

e com solos pouco profundos; a recarga é insuficiente, e distribui-se espacialmente na região de maneira extremamente heterogênea, com o potencial hidrogeológico de baixa produtividade (LINHARES, 2009).

3.3 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Um reservatório de água subterrânea, também pode ser designado como aquífero, podendo este ser definido como as formações geológicas sedimentares de grandes extensões e constituídas de material granulométrico heterogêneo, com predominância de areia fina, média e de cascalhos de pequenas dimensões, são caracterizadas como aquíferos, por possuírem grande capacidade de armazenamento e elevada condutividade hidráulica (RIGHETTO, 1998).

Água subterrânea pode ser definida também como toda àquela 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, que sendo submetidas a duas forças (de adesão e de gravidade) desempenham um papel essencial na manutenção da umidade do solo, do fluxo dos rios, lagos e brejos (ABAS, 2008).

Albuquerque (2004) afirma que o sistema aquífero é formado, no seu caso mais completo, por dois subsistemas ou níveis aquíferos: um superior, livre ou freático, e um inferior, de comportamento hidrostático confinado, separados por uma formação semi-impermeável (aquitado). Onde o aquífero superior, livre ou freático é tido como uma formação geológica superior e parcialmente saturada de água, é limitado em uma base por uma camada impermeável e o seu nível de água no aquífero está à pressão atmosférica. Já o aquífero inferior apresenta uma formação geológica permeável e completamente saturada de água, é limitado no topo e na base por camadas impermeáveis e a pressão da água no aquífero é superior à pressão atmosférica. Terra et al. (2013) fala que no aquífero confinado, um superior, livre ou freático, e um inferior, de comportamento hidrostático confinado, são separados por uma formação semipermeável.

A Figura 2 mostra o comportamento dos furos nos dois tipos de aquíferos.

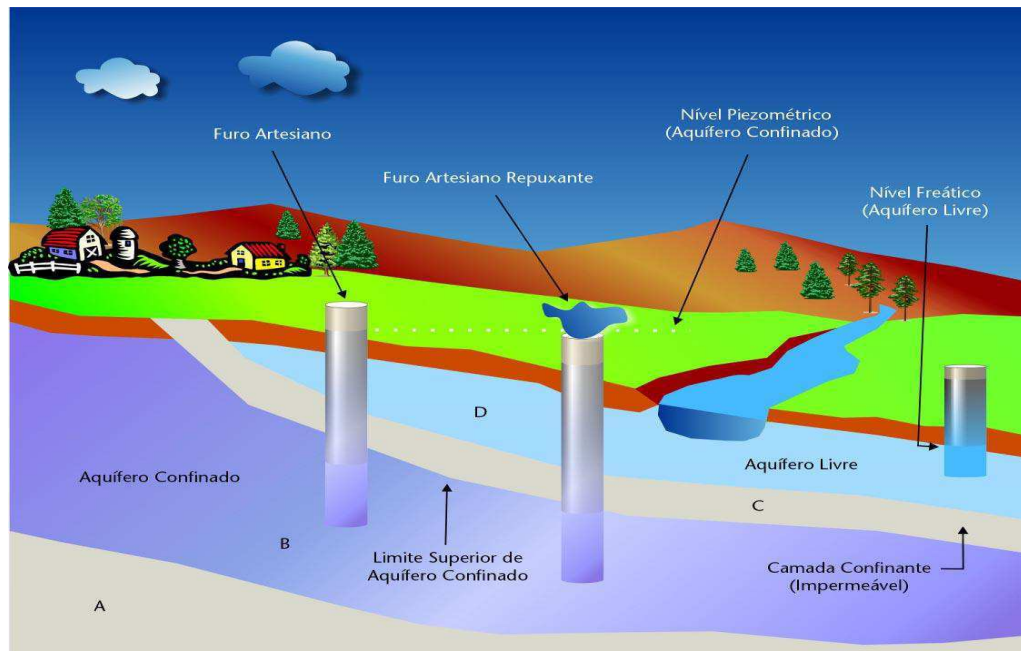


Figura 2. Comportamento dos furos realizados nos aquíferos livres e confinados

Fonte: <https://www.google.com.br/search?q=comportamento+dos+fos>

A Resolução CONAMA nº 396 do ano 2008, no capítulo II, Art. 3º classifica as águas subterrâneas, de acordo com seus parâmetros de qualidade em:

I – Classe Especial: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses destinadas à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral e as que contribuam diretamente para os trechos de corpos de água superficial enquadrados como classe especial;

II – Classe 1: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que não exigem tratamento para quaisquer usos preponderantes devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

III – Classe 2: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

IV – Classe 3: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, para as quais não é necessário o tratamento em função dessas alterações, mas que podem exigir tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às suas características hidrogeoquímicas naturais;

V – Classe 4: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que somente possam ser utilizadas, sem tratamento, para o uso preponderante menos restritivo; e

VI – Classe 5: águas dos aquíferos, conjunto de aquíferos ou porção desses, que possam estar com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, destinadas a atividades que não têm requisitos de qualidade para uso.

As águas subterrâneas no Nordeste brasileiro, se originaram exatamente com as águas da superfície, isto é, águas que provêm das chuvas. A utilização das águas subterrâneas no Nordeste vem sendo observada desde os povos primitivos, que utilizavam este recurso para atender suas necessidades hídricas. Os povos primitivos nordestinos captavam as águas subterrâneas através de nascentes aflorantes e de lençóis freáticos rasos (LINHARES, 2009).

Cerca de 70% da área total do Nordeste, que compõem a região semiárida são compreendidos geologicamente por rochas do cristalino do Pré-Cambriano. O cristalino nordestino apresenta o sistema de aquífero do tipo fissural (LINHARES, 2009), que, segundo Vieira e Gondim Filho (2006), têm o potencial hidrogeológico restrito, com vazão média em torno de 4m³/h.

O aquífero cristalino nordestino apresenta normalmente águas salinas cujos sólidos totais dissolvidos (STD) são superiores a 2.000mg/l em 75% dos casos (REBOUÇAS, 2006).

A produtividade do sistema aquífero fissural cristalino nordestino é baixa; contudo pode-se perceber que a perfuração de poços em áreas de aluviões tem aumentado vigorosamente, o que permite a exploração de pequenas agriculturas e o abastecimento de pequenas comunidades e até de cidades (LINHARES, 2009).

Quando há poluição por microrganismos no manancial subterrâneo, avaliação da contaminação por *Escherichia coli* no mesmo deve ser feita mediante coleta mensal de uma amostra de água em um ponto anterior ao local de desinfecção. Na ausência de tanque de contato, a coleta de amostras de água para a verificação da presença/ausência de coliformes totais em sistemas de abastecimento e soluções alternativas coletivas de abastecimento de águas, supridas por manancial subterrâneo, deverá ser realizada em local à montante ao primeiro ponto de consumo (BRASIL, 2011).

As águas subterrâneas têm um importante valor para o nordeste, porque é através delas que o homem nordestino supera suas necessidades hídricas em tempos de longos períodos de estiagem (LINHARES, 2009).

3.4 ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA (IQA)

O Índice de Qualidade de Água é uma ferramenta matemática que transforma vários parâmetros em uma única grandeza, que represente o nível de qualidade da água. O uso de um IQA é prático e consiste em uma diretriz de condução, pois qualquer programa de acompanhamento de qualidade da água, ao longo do tempo e do espaço, gera um número de dados analíticos que precisam ser apresentados em um formato sintético, para que descrevam e representem, de forma compreensível e significativa, o estado atual e as tendências da qualidade da água (SÁNCHEZ et al., 2007; CCME, 2001; FERREIRA; IDE, 2001).

Existem diversos tipos de índices, específicos para ambientes lênticos (água parada como os reservatórios, lagos e lagoas), lóticos (águas continentais moventes como rios e córregos), estuários, uso específico, estritamente biológicos ou para águas subterrâneas, dentre outros. Ainda, existem índices derivados de outros índices, como o utilizado pela CETESB (CETESB, 2007). Os índices estão atrelados ao uso que se deseja fazer em um determinado corpo d'água e, geralmente, são elaborados a partir de opiniões de especialistas ou métodos estatísticos (SANTOS, 2009).

Serão apresentadas a seguir metodologias que servem como uma mostra dos índices empregados para avaliação da qualidade da água. Vale ressaltar que a literatura específica para Índices de Qualidade de Água Subterrânea (IQAS) é escassa. Portanto, serão descritos tanto índices para águas superficiais como para subterrâneas (SANTOS, 2009).

3.4.1 IQAH – *Horton*

O primeiro IQA foi elaborado pelo pesquisador alemão R. Horton em 1965, onde ele realizou uma apresentação formal do IQA_H para a ORSANCO (Ohio River Valley Water Sanitation Commission). Foi a partir do IQAH que os índices passaram a ser vistos como ferramenta para a avaliação dos programas de redução da poluição e para informação pública (CPRH, 2003).

O IQAH é composto por 8 parâmetros (Oxigênio Dissolvido [OD], pH, coliformes fecais, alcalinidade, cloreto, condutividade elétrica [CE], tratamento de esgoto [% da população atendida], Carbono Extraído por Clorofórmio [CCE]) e baseia-se em um somatório ponderado de subíndices, divididos pelo somatório dos pesos, multiplicado por dois coeficientes que consideram a temperatura e a poluição evidente de um curso d'água (HORTON, 1965).

$$IQAH = \left(\frac{C_1 w_1 + C_2 w_2 + \dots + C_n w_n}{w_1 + w_2 + \dots + w_n} \right) M_1 M_2$$

Onde:

$IQAH$: Índice de Qualidade de Água, um número de 0 a 100;

C_i : Pontos de avaliação para a variável “i”, um número de 0 a 100;

W_i : peso correspondente ao i-ésimo parâmetro;

M_1 : Coeficiente para ajustar o IQAH em relação à temperatura, $M_1 = 1$ se $T < 34^\circ\text{C}$ e $M_1 = 0,5$ se $T > 34^\circ\text{C}$ e

M_2 : Coeficiente para ajustar o IQA em relação às condições de poluição, M_2 é o coeficiente que reflete a poluição aparente. $M_2 = 1$ se sólidos sedimentáveis $< 0,1$ ml/L e $M_2 = 0,5$ se sólidos sedimentáveis $> 0,1$ ml/L.

Os pesos (w_i) ficaram distribuídos da seguinte forma: OD= 4, pH= 4, tratamento de esgoto= 4, coliformes fecais= 2, alcalinidade= 1, cloreto= 1, condutividade= 1, Carbono Extraído com Clorofórmio (CCE) = 1. A escala de classificação, exposta na Tabela 2, varia de 0 (péssima qualidade) a 100 (ótima qualidade) (SANTOS, 2009).

Tabela 2: Escala dos IQAs, variação de 0 a 100 (%)

Ponderação	$IQAH$
100	Ótima
95	Ótima
90	Boa
85	Boa
80	Boa
75	Boa
70	Regular
65	Regular
60	Regular
55	Regular
50	Ruim
45	Ruim
40	Ruim
35	Ruim

30	Ruim
25	Péssima
20	Péssima
15	Péssima
10	Péssima
5	Péssima
0	Péssima

Fonte: Adpatado de Santos (2009).

3.4.2 National Sanitation Foundation (IQANSF)

O índice proposto por Horton serviu de subsídio para a elaboração de outros índices. Sendo assim Brown et al. (1970), construíram um IQA para a National Sanitation Foundation (NSF). O IQANSFA é obtido pela soma dos subíndices ponderados.

$$IQ_{ANSFA} = \sum_{i=1}^n w_i q_i$$

Onde:

IQ_{ANSFA} : Índice de Qualidade de Água Aditivo da NSF;

W_i : peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, aplicado em função da sua relevância para a conformação total de qualidade;

Q_i : subíndice ou qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração e

n : número de parâmetros que entram no cálculo do IQANSFA.

De acordo com Brown et al. (1970), a composição do IQANSFA baseou-se numa pesquisa de opinião (método Delphi⁵) realizado com 142 especialistas em qualidade de águas superficiais.

No Brasil, o IQ_{NSF} foi adaptado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e é o mais difundido e aplicado (SENA et al., 2005; MOLINA et al., 2006; ZUFFO; GENOVEZ, 2006; OLIVEIRA et al., 2007; SOUSA et al., 2007) fato que promove a comparação de diferentes áreas por meio dos estudos já realizados (SANTOS, 2009).

Os entrevistados sugeriram os parâmetros que deveriam ser analisados, o peso que cada um deveria receber e o valor de cada parâmetro, de acordo com sua condição ou estado, numa

curva média de variação de qualidade. Foram selecionados 9 (nove) parâmetros indicadores de qualidade de água. Estas curvas de variação foram sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente, sendo possível observar o exemplo do nitrogênio na Figura 3 (CETESB, 2007).

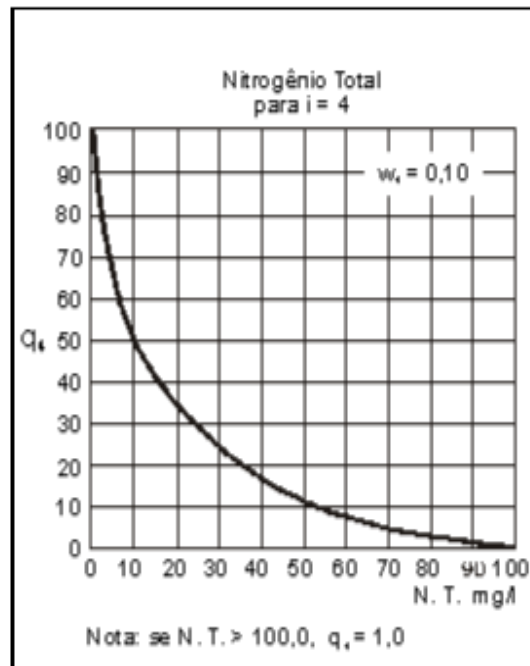


Figura 3. Curva média de variação de qualidade da água para o Nitrogênio Total
Fonte: (CETESB, 2007).

A função de agregação do IQA_{NSF} reduz resultados com efeitos de “eclipse”, que costumam ocorrer quando o impacto negativo de algum dos parâmetros agregados em um único número é atenuado. Entretanto nesta função quando os pesos são pequenos, o índice pode vir a ser demasiadamente não-linear. A ausência de algum dos parâmetros dificulta ou até mesmo inviabiliza sua aplicação, já que, a inclusão de novos parâmetros não é simples. Os parâmetros selecionados foram: temperatura, pH, OD, Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20} = 5$ dias, $20^{\circ}C$), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez (SANTOS, 2009).

3.4.2.1 Índice de Toxidez (IT)

Os índices elaborados pela *NSF* não contemplam parâmetros tóxicos e para preencher esta lacuna Brown et al. (1970) sugeriram o emprego do Índice de Toxidez (IT), que é complementar ao IQA da NSF. O IT pode ser 0 ou 1, ou seja, quando substâncias tóxicas (cádmio, chumbo, cobre, mercúrio, cromo total, níquel e zinco) são encontradas acima do Valor Máximo Permitido (VMP) o IT é 0 e dessa forma o valor do IQA é anulado e, quando as substâncias tóxicas não são encontradas acima do VMP o IT é 1, confirmando assim o seu valor.

3.4.3 *Système d'évaluation de la Qualité des Eaux Souterraines (SEQ)*

O sistema de avaliação de qualidade de água subterrânea (SEQ) foi desenvolvido na França, pela Agência da Água e pelo Ministério da Ecologia e do Desenvolvimento Sustentável, com o objetivo de refletir as especificidades das águas subterrâneas. O SEQ determina a capacidade da água satisfazer os diferentes tipos de uso (CADILHAC & ALBINET, 2003).

Este índice apresenta ampla discussão sobre as concentrações dos parâmetros para os mais diversos usos e não somente o Valor máximo permitido (VMP) como é apresentado na legislação brasileira, o que pode ser considerado um grande avanço nessa área. Trabalha com grupos de alteração, diminuindo assim, casos de redundância ou multicolinearidade (SANTOS, 2009).

O SEQ avalia os grupos de alteração de acordo com o uso e finalidade da água, variando de 0 a 100 as categorias. Ou seja, cada parâmetro é avaliado individualmente e posteriormente é avaliado o grupo que ele pertence. Dessa forma, são atribuídos valores para esses grupos e definidas as classes de adequação. Essas classes ou categorias, mostradas na Tabela 3, possuem uma clássica representação em 4 cores (azul, verde, amarelo e vermelho). A definição de cada classe encontra-se também nesta tabela. A categoria final do ponto analisado é dada de acordo com a classificação mais baixa obtida pelos grupos de alteração (CADILHAC; ALBINET, 2003), a semelhança de como é feito no Índice de Smith pelo método do operador mínimo.

Tabela 3: Classes de qualidade da água do método SEQ para consumo humano

Classes	Índice	Definição das classes
Azul	100	Água de muito boa qualidade
Verde	80	Água de boa qualidade
Amarelo	60	Água de qualidade regular
Vermelho	0-19	Água de qualidade muito ruim

Fonte: Cadilhac e Albinet (2003).

3.4.4 Índice de Qualidade de Água Subterrânea (IQUAS)

De acordo com Almeida e Oliveira (2008), a formulação do Índice de Qualidade de Água Subterrânea (IQUAS) foi baseada na revisão de índices já existentes para a avaliação da qualidade da água subterrânea, tal como o IQNAS e o SEQ – Sistema de avaliação da qualidade da água desenvolvido na França, sendo modificado para a inclusão de outros parâmetros químicos e bacteriológicos. A escolha dos parâmetros e de seus pesos foi realizada por meio da Metodologia Delphi.

As curvas de qualidade foram elaboradas com base nos teores preconizados na minuta da resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) para águas subterrâneas, precursora da Resolução CONAMA nº396/08 (BRASIL, 2008); além da Portaria do Ministério da Saúde nº 518/04 (BRASIL, 2004) e da Diretriz para a Qualidade da Água para Consumo Humano (WHO, 2004).

A Tabela 4 apresenta os parâmetros escolhidos, sendo possível notar que dois grupos de alterações (Ferro e Manganês; Mineralização e Salinidade) possuem mais de um parâmetro, o que os obriga a uma agregação intermediária. A equação abaixo apresenta o exemplo do IFEMN (Índice de Alteração Ferro e Manganês) (SANTOS, 2009).

$$I_{FEMN} = Q_{FE}^{0,5} \times Q_{MN}^{0,5}$$

Onde,

Q = subíndice, valor obtido na curva de qualidade.

Na Tabela 4 é possível verificar ainda os pesos dos parâmetros, a importância atribuída, pesos temporários e pesos finais dos oito grupos de alteração. A equação final do IQUAS é a seguinte:

$$IQUAS = Q_{BIO}^{0,19} \times Q_{FEMN}^{0,06} \times Q_{MS}^{0,19} \times Q_{PS}^{0,06} \times Q_{NIT}^{0,19} \times Q_{AMO}^{0,06} \times Q_{MIN}^{0,06} \times Q_{ORG}^{0,19}$$

Do cálculo dos subíndices dos parâmetros, da agregação dos índices de alteração e aplicação da equação final do IQUAS resulta um número adimensional na faixa de 0 a 100, O IQUAS também foi construído à semelhança do IQANSF, e por isso mantém o mesmo intervalo de notas nas categorias de qualidade da água (ALMEIDA; OLIVEIRA, 2008).

Tabela 4: Parâmetros e pesos utilizados na construção do IQUAS

Índice	Alteração	Parâmetros	Peso do Parâmetro	Importância Atribuída	Peso Temporário	Peso Final
IBIO	Microorganismos	Coliformes Termotolerantes	1	Muito Importante	1,5	0,06
IFEMN	Ferro e Manganês	Ferro Manganês	0,5 0,5	Importância Relativa	0,5	0,06
IMS	Mineralização Salinidade	Cloreto Dureza Fluoreto pH Sulfatos	0,3 0,3 0,1 0,1 0,2	Muito Importante	1,5	0,19
IPS	Partículas em Suspensão	Turbidez	1	Importância Relativa	0,5	0,06
INIT	Nitratos	Nitrato	1	Muito Importante	1,5	0,19
IAMO	Nitrogenados (fora Nitrato)	Amônia	1	Importância Relativa	0,5	0,06
IMIN	Micropoluentes Minerais	Mercúrio Total	1	Importância Relativa	0,5	0,06
IORG	Micropoluentes Orgânicos	Benzeno	1	Importância Relativa	1,5	0,19
					8	1
Fórmulas				Peso Temporário = Atribuído de acordo com a Importância dos parâmetros	Soma dos Pesos Temporários = Quantidade de Grupos de Alterações	Peso Final por Alteração = Peso Temporário/Soma dos Pesos Temporários

Fonte: Almeida e Oliveira (2008).

3.5 DEMANDA DE ÁGUA NA AGRICULTURA

A área irrigada no Brasil está em torno de três milhões de hectares, que representa apenas 1,9% dos 155,0 milhões de hectares cultivados.

A região Sul apresenta 35% da área irrigada, seguida da região Sudeste com 30%, Nordeste com 24% e as regiões Centro-Oeste e Norte, juntas, com 11% do total (BERTONCINI, 2008).

Os Cadernos Setoriais dos Recursos Hídricos (Ministério do Meio Ambiente, 2006) citam que a agricultura brasileira consome 69% da água dos mananciais, seguindo-se o abastecimento doméstico (21%) e a atividade industrial (10%). Dados semelhantes foram obtidos pelo Banco Mundial (1994), indicando que a agricultura consome 69% da água, enquanto que o consumo residencial e industrial é de 23% e 8%, respectivamente (BERTONCINI, 2008).

3.6 REÚSO DE AGUA NA AGRICULTURA

O reúso da água é hoje um fator importante para a gestão dos recursos hídricos. O poder depurador do solo é muito maior que o poder depurador das águas, pois o solo funciona como filtro, além de promover a decomposição da matéria orgânica ainda presente em efluentes tratados. Para a agricultura, o reúso de efluentes fornece, além de água, alguns nutrientes de plantas. Entretanto, o uso de resíduos em solos deve ser constantemente monitorado, para que não haja contaminação do sistema solo-água-planta (BERTONCINI, 2008).

A prática do reúso na irrigação agrícola é ainda nova no Brasil, restringindo-se praticamente as imensas áreas de cana-de-açúcar irrigadas com vinhaça. Alguns entraves legislativos e técnicos têm limitado sua expansão não apenas no Brasil, mas também em outros países. Entre os entraves políticos podem-se citar: - Falta de tratamento de esgoto e dejetos e risco de uso de produtos não tratados para o ambiente e saúde pública; - Falta de estudos que subsidiem a construção de legislação que regulamente o reúso; - Falta de legislação apropriada para cada tipo de efluente; - Legislações muito restritivas em alguns casos; - Elevado custo de investimento inicial em sistemas de tratamento e distribuição; - Baixa competitividade de custo de água de reúso, quando comparada à água tratada: o custo da água de reúso deve ser menor que R\$ 3,00 por metro cúbico para competir com a água tratada (COSTANZI, 2008).

Como entraves técnicos podem-se citar: - a mistura de esgoto doméstico e industrial na mesma rede coletora; - a falta de tratamento de esgoto, resultando em baixa oferta de efluentes tratados; - a ausência de tratamentos secundários e desinfecção, que removeriam contaminantes do efluente, possibilitando seu uso em culturas agrícolas.

No Brasil, o reúso tem sido incentivado como forma de minimizar a escassez de água potável e a degradação de mananciais causada pelo despejo direto de esgotos e resíduos (BERTONCINI, 2008).

3.7 ATIVIDADES AGROINDÚSTRIAS E SUAS DEMANDAS DE ÁGUA

As atividades agroindústrias são definidas como as atividades econômicas de industrialização ou beneficiamento de produtos agropecuários que geram valor agregado a estes produtos. A característica principal desta atividade é a conservação, transformação, enriquecimento ou conservação das matérias-primas agrícolas para destinação aos mercados (NAIME; CARVALHO; NASCIMENTO, 2009).

Grandes partes das agroindústrias são de natureza familiar, envolvendo frutas, legumes, hortaliças, grãos, oleaginosas, carne, leite e pescados (NAIME; CARVALHO; NASCIMENTO, 2009).

A água utilizada pelas agroindústrias é empregada em diversos setores da unidade industrial, tais como: lavagem do ambiente e dos equipamentos, no processo produtivo e também na higiene dos manipuladores da matéria-prima e do produto final. Neste sentido, é importante que a água utilizada nestas indústrias atenda a um padrão de potabilidade para que não ofereça nenhuma ameaça de contaminação do produto alimentício. (SANTOS; CERQUEIRA, 2007; VASCONCELOS, 2012).

Na grande maioria das agroindústrias a água é obtida por meio de captação própria, com a perfuração de poços subterrâneos ou nascentes. Poucas destas agroindústrias afirmam realizar tratamento da água utilizada no processamento de seus produtos, fato preocupante em se tratando do processamento de alimentos (NAIME; CARVALHO; NASCIMENTO, 2009).

A água para ser apropriada para o uso agroindustrial deve ser obrigatoriamente potável, ou seja, pode ser ingerida sem oferecer riscos à saúde e estar dentro dos padrões de potabilidade da legislação pertinente (NAIME; CARVALHO; NASCIMENTO, 2009). Desta maneira, o

monitoramento das condições sanitárias de água para o consumo deve ser realizado para obtenção de um controle efetivo e gestão da qualidade da água utilizada nas agroindústrias. Ações destinadas à estruturação da vigilância rotineira da qualidade da água são indispensáveis para determinar a segurança para o consumo, buscando sempre a proteção à saúde pública (PORTO, 2011).

3.8 TÉCNICAS CONVENCIONAIS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Têm-se como formas convencionais de acesso à água tratada, os sistemas públicos de abastecimento, que compreendem: as fases de captação, tratamento e distribuição; os poços artesianos; as fontes naturais, como as nascentes; torneiras comunitárias; caminhões pipa; água engarrafada entre outras (BASTOS, 2007).

De acordo com Bastos (2007) o tratamento da água é composto pelas seguintes fases:

- Oxidação dos metais presentes na água;
- Coagulação, com a dosagem de sulfato de alumínio ou cloreto férrico;
- Floculação, onde os flocos misturam-se, ganhando peso, volume e consistência;
- Decantação, quando os flocos formados se separam da água, sedimentando-se, no fundo dos tanques;
- Filtração da água que ainda contém impurezas que não foram sedimentadas no processo de decantação;
- Desinfecção da água através do cloro;
- Correção de pH, para proteger as canalizações das redes e das casas contra corrosão ou incrustação;
- Fluoretação para atendimento à Portaria do Ministério da Saúde.

As Estações de Tratamento de Água (ETA's) têm a finalidade de transformar a água denominada bruta (sem tratamento e imprópria ao consumo humano) em água denominada potável (tratada e adequada ao consumo humano) (COMUSA, 2016).

A qualidade da água do manancial abastecedor exerce influência direta no tipo de tratamento a ser adotado pelas ETA's, a fim de que a mesma, ao final do processo, esteja dentro dos padrões de potabilidade adequados ao consumo humano, conforme legislação específica. No Brasil, a legislação que regulamenta o padrão de potabilidade de água para consumo humano é a

PRC/MS n° 5/2017, Anexo XX. Esta portaria “estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências”.

3.8.1 Coagulação/Floculação

A etapa de coagulação é um processo unitário que consiste na formação de coágulos, através da reação do coagulante, promovendo um estado de equilíbrio eletrostaticamente instável das partículas no seio da massa líquida. Os coagulantes mais usados no processo de coagulação são os sais de metais à base de alumínio ou ferro, tais como sulfato de alumínio, cloreto férrico, sulfato férrico, sulfato ferroso e policloreto de alumínio. Também se utilizam produtos auxiliares conhecidos como polieletrólitos catiônicos, aniônicos ou não iônicos (COMUSA, 2016).

A etapa de floculação ocorre imediatamente após a coagulação e consiste no agrupamento das partículas eletricamente desestabilizadas (coágulos), de modo a formar outras partículas maiores denominadas flocos, suscetíveis de serem removidos por decantação (ou flotação) seguido de filtração. A floculação torna-se favorecida em condições onde se tem uma agitação moderada, aumentando o contato entre as partículas, formando flocos. Esses flocos apresentam massa específica superior à massa específica da água. Assim sendo, nesta etapa tem-se a remoção de cor e turbidez, carga orgânica, organismos patogênicos passíveis de coagulação, eliminação de algumas substâncias que conferem sabor e odor, entre outros (COMUSA, 2016).

3.8.2 Decantação/ Flotação

A etapa denominada decantação é onde ocorre a separação (física) das partículas suspensas mais pesadas formadas durante a floculação (flocos) no meio líquido, as quais pela força da gravidade apresentam um movimento descendente, depositando-se no fundo dos tanques decantadores formando uma massa sólida denominada lodo. A decantação das partículas suspensas propicia a clarificação da água pela separação da fase sólida ao mesmo tempo em que a camada de lodo formada no fundo do decantador precisa ser removida periodicamente (COMUSA, 2016). Existe ainda, um processo denominado de flotação ou flutuação, na qual

ocorre pela introdução de bolhas de ar que, aderindo à superfície das partículas, aumentam seu empuxo e causam ascensão das mesmas (BASTOS, 2007).

3.8.3 Filtração

A etapa de filtração consiste na remoção das partículas suspensas e coloidais e de microrganismos presentes na água que escoam através de um meio filtrante, o qual pode ser composto de uma ou de várias camadas de areia de diferentes granulometrias, carvão (antracito) ou camadas alternadas de areia e carvão. É nesta etapa que as partículas mais finas e leves, que não foram retidas nos decantadores são removidas da água.

É considerado como um processo final de remoção de impurezas na ETA, portanto, consiste em um dos responsáveis pelo cumprimento dos padrões de potabilidade da água (COMUSA, 2016).

3.8.4 Desinfecção D'água Por Cloro

A utilização do cloro como desinfetante remonta a 1823, quando soluções de cloro eram utilizadas para desinfecção de hospitais (DANIEL, 1993). Hoje, ele é o desinfetante mais utilizado para águas e esgotos (USEPA, 1999). É uma tecnologia mundialmente conhecida, empregando cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou de cálcio, e outros compostos de cloro na forma líquida ou sólida (DANIEL et al., 2000).

Os compostos de cloro ao serem adicionados a água reagem formando ácido hipocloroso (HOCl) que se dissocia em OCl^- e H^+ . A quantidade de HOCl e OCl^- em solução depende do pH e é chamado de cloro residual livre disponível. O cloro também reage com a matéria orgânica presente no esgoto e na água formando compostos organoclorados e cloraminas, conhecidos como cloro residual combinado. A ação desinfetante do cloro deve-se principalmente pelo mecanismo de oxidação do material celular (USEPA, 1999). Entretanto trabalhos científicos relatam a inibição enzimática e danificação do material genético como outros mecanismos da desinfecção com cloro (WEF, 1996).

As desvantagens da cloração estão na formação de compostos organoclorados carcinogênicos (trihalometanos – THM), como também na toxicidade do cloro residual à biota aquática (USEPA, 1999). Em 1974, a segurança do uso do cloro foi questionada quando se observou a formação de trihalometanos em águas de abastecimento cloradas (DANIEL, 1993).

3.9 TECNICAS ALTERNATIVAS DE DESINFECÇÃO

3.9.1 Desinfecção por Radiação Ultravioleta

A radiação UV insere-se no rol dos processos físicos de desinfecção de águas de abastecimento. No emprego de agentes físicos, na ação do desinfetante prepondera a interferência na biossíntese e reprodução celular, como consequência dos danos fotoquímicos causados a seus ácidos nucléicos. O ácido desoxirribonucleico (DNA) é o responsável pelo controle das funções e pela reprodução das células. Cada gene do DNA controla a formação do ácido ribonucleico (RNA), responsável pela formação de enzimas específicas e de proteínas estruturais. Tais genes são constituídos pelos seguintes compostos básicos (GUYTON, 1985):

- a) Ácido Fosfórico;
- b) Desoxirribose;
- c) Bases: Purina (Adenina e Guanina) e Pirimidinas (Timinas e Citosinas).

A combinação do ácido fosfórico com a desoxirribose e com uma das quatro bases dá origem à molécula denominada nucleotídeo. Há quatro nucleotídeos básicos que formam o DNA e estão sempre juntos, em dois pares (AGUIAR et al., 2007):

- a) os nucleotídeos adenina e timina, formando o par número 1; e
- b) os nucleotídeos guanina e citosina, formando o par número 2.

As bases de cada par fixam-se por meio de ligações fracas de pontes de hidrogênio, fazendo com que as cadeias duplas do DNA permaneçam unidas. A radiação UV é absorvida por estas estruturas, quebrando as ligações entre as bases e fazendo com que se formem novas ligações entre nucleotídeos adjacentes e, posteriormente, moléculas duplas ou dímeros das bases pirimídicas. A maioria dos dímeros formados é de timina – timina, também podendo ocorrer dímeros de citosina – citosina e citosina – timina. A formação de um número de dímeros

suficiente impede que haja a duplicação do DNA, impossibilitando assim a reprodução do microrganismo, além de comprometer a síntese proteica (MONTGOMERY, 1985).

Embora seu efeito germicida tenha sido detectado pela primeira vez em 1878, as primeiras unidades foram construídas somente em 1955, na Suíça e Áustria, países que ora contam com 500 e 600 instalações, respectivamente. Estimativa da USEPA – *United States Environmental Protection Agency* – aponta para 3000 instalações de desinfecção por UV em todo planeta, 2000 no continente europeu e 1000 nos EUA (WRIGHT; CAIRNES, 1998).

Os principais componentes de um sistema de desinfecção UV são lâmpadas tipo arco de mercúrio, equipamento de acionamento e reator. Existem dois tipos de configurações de reatores de desinfecção UV: tipo de contato e tipo de não contato. Em ambos a água pode fluir perpendicular ou paralelo às lâmpadas. No reator de contato as lâmpadas de mercúrio são colocadas em tubos de quartzo para minimizar o efeito de resfriamento pela água. Em reatores de não contato, as lâmpadas UV são suspensas externamente a um condutor transparente que conduz a água para desinfecção (BASTOS, 2007).

A luz ultravioleta é dividida em três faixas conforme os efeitos biológicos: UV-A; UVB e UV-C.

A UVA de 315 a 400 nm é o menos perigoso, devido à baixa energia; a “luz negra” encontra-se na faixa do UV-A. É a faixa utilizada para causar fluorescência em materiais sendo muito utilizado em fototerapia e câmaras de bronzeamento (RYER, 1997).

A UVB (280 a 315 nm) é a mais destrutiva forma da luz UV, porque tem energia bastante para gerar danos em tecidos biológicos e em quantidade mínima para não ser completamente absorvido na atmosfera. O UV-B é conhecido como causador do câncer de pele (RYER, 1997).

A faixa UVC (100 a 280nm) é a aplicada como germicida. Os fótons de luz nesta faixa têm tanta energia, que a mesma é completamente absorvida no ar, em poucas centenas de metros. Ao colidir com o oxigênio, a troca energética causa a formação de ozônio (RYER, 1997; CHANG, 1977). A localização do comprimento de onda UV, pode ser vista na Figura 4.

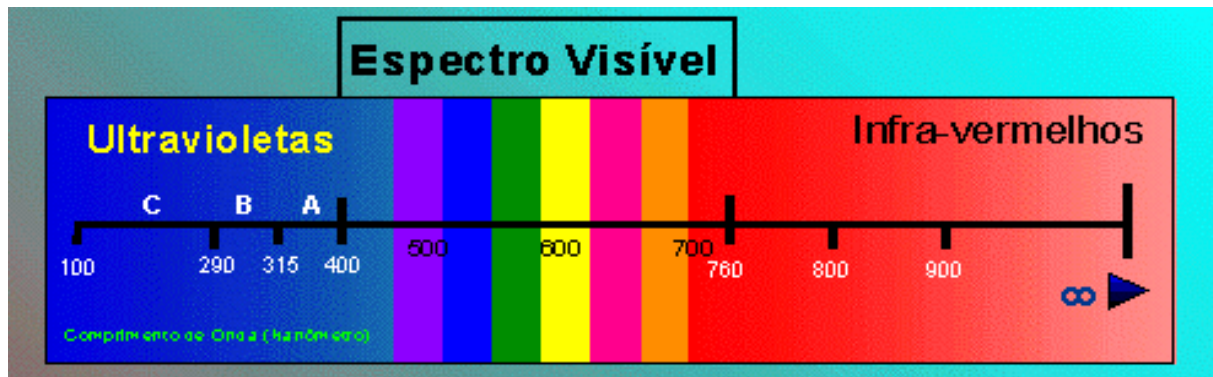


Figura 4. Localização da faixa de comprimento de onda UV, dentro das radiações eletromagnéticas e espectro visível

Fonte: <https://www.google.com.br/search?q=radia%C3%A7%C3%A3o+ultravioleta&espv=>

A absorção de radiação UV pelas células é máxima na faixa de 254nm a 260nm. As lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio, as quais emitem aproximadamente 85% de sua energia no comprimento de onda de 253,7nm, são a fonte de radiação UV mais eficiente e efetiva para os sistemas de desinfecção (BASTOS, 2007).

3.9.2 Geração Artificial Da Radiação UV

A radiação natural de ultravioleta ocorre na luz solar, além do espectro visível. Entretanto, pequenas frações de radiação ultravioleta artificial podem ser emitidas por lâmpadas comuns, lâmpadas de halogênio, lâmpadas com alta eficiência, telas de computadores, entre outras (BASTOS, 2007).

Em sistemas de desinfecção UV, lâmpadas de baixa pressão ou média pressão de mercúrio com baixas ou altas intensidades são tipicamente a fonte de radiação utilizada. As lâmpadas de baixa pressão emitem essencialmente luz monocromática no comprimento de onda de 253,7 nm, efetivo na inativação de microrganismos (DANIEL; CAMPOS, 1992).

Atualmente, tem aumentado o uso de lâmpadas de média pressão, principalmente em aplicações de maior porte, pois apresentam intensidade de emissão de UV germicida 15 a 20 vezes maior que as das lâmpadas de baixa pressão, gerando radiações em vários comprimentos de onda (WRIGHT, 2000). As lâmpadas de média pressão desinfetam mais rápido e tem maior capacidade de penetração devido à alta intensidade. Entretanto, essas lâmpadas operam em temperaturas mais altas com um grande consumo de energia (USEPA, 1999).

Apesar das vantagens das lâmpadas de média pressão, as de baixa pressão de vapor de mercúrio são as mais utilizadas devido ao custo e facilidade de aquisição no mercado (BASTOS, 2007).

As lâmpadas consistem no tubo de quartzo com um eletrodo de tungstênio em cada extremidade. O tubo é preenchido com vapor de mercúrio a baixa pressão e um gás inerte, geralmente argônio, razão da luz azul-esverdeada vista na lâmpada em funcionamento. Um reator elétrico garante a aplicação e estabilização de voltagem nos eletrodos, possibilitando a descarga elétrica no interior do tubo. Os elétrons ao colidirem com os átomos de mercúrio liberam a radiação UV em sua maior parte a 253,7 nm (SEARS et al., 1985; USEPA, 1986).

A intensidade de emissão de radiação ultravioleta é afetada pela temperatura e idade da lâmpada e por flutuações de voltagem. Os principais fatores que contribuem para redução da eficiência de emissão de radiação incluem falhas nos eletrodos, deposição de mercúrio nas paredes (escurecimento) e solarização do invólucro (USEPA, 1992).

A duração média da lâmpada depende do número de acionamentos e das condições de operação. Normalmente os fabricantes garantem a durabilidade de 4000 a 5000 horas, algumas chegando há 10000 horas (BASTOS, 2007).

3.9.3 Dose de Radiação UV

O termo dose de radiação UV é, frequentemente, utilizado na literatura para representar a exposição de um dado organismo à irradiação na faixa germicida (BARROSO; WOLFF, 2009).

A dose de radiação é o produto da intensidade de radiação pelo tempo de exposição, apresentada na equação abaixo. Ressalta-se que a inativação de um número fixo de micro-organismos pode ser alcançada em curto intervalo de tempo e alta intensidade ou em tempo longo e baixa intensidade, ou seja, a dose é mantida constante (BARROSO; WOLFF, 2009).

$$D = I \cdot t$$

Em que: D = dose de radiação UV ($\text{mW} \cdot \text{s}/\text{cm}^2 = 10 \text{ J}/\text{m}^2$); I = intensidade de radiação (mW/cm^2); t = tempo de exposição (s).

A fração de sobrevivência é dada pela equação:

$$\frac{N}{N_0} = f(D),$$

Em que: N_0 , N = concentração de micro-organismos antes e depois da irradiação UV (organismos/100mL), respectivamente; $f(D)$ = função da dose.

A resistência à inativação dos diferentes organismos patogênicos por radiações UV varia de acordo com a espécie, sendo este um dos principais parâmetros de dimensionamento dos reatores UV para desinfecção (BARROSO; WOLFF, 2009).

Alguns microrganismos patogênicos, particularmente vírus e protozoários, são mais resistentes ao tradicional desinfetante cloro do que as bactérias do grupo dos coliformes. A dose de radiação UV necessária para inativar organismos patogênicos é semelhante àquela requerida para promover o mesmo efeito nas bactérias usualmente utilizadas como indicadoras de qualidade da água. Desse modo, para a inativação de patogênicos, as doses de radiação ultravioleta necessárias, usadas como parâmetro para o grupo coliforme, podem ser mais efetivas do que a cloração no processo de desinfecção (DANIEL, 2001).

3.10 ESTUDO DA ARTE

Nascimento e colaboradores (2016) realizaram uma pesquisa, cujo objetivo foi avaliar a eficiência do carvão ativado a partir do mesocarpo do coco (*Cocos nucifera* L.) e da radiação ultravioleta, na remoção ou redução de possíveis agentes contaminantes presentes na água consumida pela comunidade de Gurugi I (Conde – PB). O sistema em escala experimental trouxe resultados positivos em relação a sua eficiência, mostrando uma redução potencial da densidade bacteriológica e garantindo resultados satisfatórios que externem seu uso em escala real.

Melo e colaboradores (2013) realizaram um estudo acerca da desinfecção da água utilizando um processo foto-eletroquímico, e para isso eles contaminaram a solução analisada artificialmente com amostras fecais positivas para bactérias e parasitas intestinais. A avaliação do processo na desinfecção da água foi realizada no reator fotoeletroquímico, com volume total de 10,0 L em sistema de batelada contaminada com material fecal humano. Foi utilizado como eletrólito suporte solução de perclorato de sódio a $0,1 \text{ mol.L}^{-1}$ e aplicada uma densidade de

corrente de 14 mA com auxílio de uma fonte e uma vazão de 250 L.h⁻¹. A radiação UV foi proporcionada por uma lâmpada a vapor de mercúrio de 55 W, sem bulbo protetor, inserida no centro dos eletrodos por meio de um bulbo de quartzo. Para avaliação da qualidade das amostras, foram analisados os parâmetros quanto ao pH, condutividade, demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez, além dos aspectos microbiológicos e parasitológicos aos 0, 5, 10, 20, e 30 min de tratamento. Após 30 min foi observada uma redução de 98,9% nas formas parasitárias (cistos e ovos) e de 99,8% na colônia de *Escherichia coli* presente. Observou-se redução nos valores da DQO (65,7%) e da turbidez (92,3%) das amostras após exposição ao tratamento, como consequência da oxidação eletroquímica dos compostos orgânicos dissolvidos no meio.

Bem Said e Otaki (2013) realizaram um estudo utilizando o coquetel de fagos, como um passo de pré-tratamento e / ou pós-tratamento em combinação com luz germicida UV, ao invés de reagentes químicos para superar os efeitos não remanescentes do procedimento de desinfecção por ultravioleta (UV) e para aumentar o valor desta tecnologia limpa e segura. Esta combinação revelou-se bastante vantajosa, pois, a atividade de lise do fago combinada com efeitos germicidas da irradiação ultravioleta (UVC) proporciona uma diminuição da densidade bacteriana viável. Além disso, eles observaram que a utilização de vibriões virulentos pode reduzir a reativação subsequente de bactérias tratadas com UVC sem adição de reagentes químicos que possam ter um risco potencial para a saúde pública.

Pereira et al. (2014) realizaram uma pesquisa, cujo objetivo foi avaliar a eficiência da radiação UV artificial como processo de pós-tratamento de efluente líquido de suinocultura proveniente de reatores anaeróbios, visando a desinfecção e consequentemente a esterilização de patógenos. Para isso, utilizaram-se dois reatores fóticos construídos de tubos PVC brancos de 100 mm de diâmetro e 1.060 mm de comprimento. Suas extremidades foram lacradas com tampões de PVC. O reator fótico foi desenvolvido para atuar sobre o espelho líquido, sem que a lâmpada entrasse em contato com o efluente líquido. Para aumentar a eficiência da radiação UV, o reator foi revestido com papel alumínio. A lâmpada utilizada em cada um dos reatores era do tipo fluorescente germicida, com comprimento de onda da faixa de 230 nm, potência de 30 Watts e fabricada pela Techlux.

Com o desenvolvimento da pesquisa, foi possível concluir que o sistema de tratamento apresentou elevada eficiência de remoção, mesmo tratando de efluentes com elevado valor de turbidez e carga de sólidos dissolvidos; e, que o processo de esterilização, utilizando reatores

fóticos UV, demonstrou ser um dos mais adequados e eficientes entre vários processos pesquisados.

Uma pesquisa efetuada por Soethe (2013), avaliou-se a desinfecção das águas cinzas pelos métodos de cloração e radiação ultravioleta para fins de reuso não potáveis. Os dois métodos testados mostraram-se eficientes na inativação de Coliformes totais e *Escherichia coli*. Baixas concentrações de cloro obtidas a partir de pastilhas de hipoclorito de cálcio foram capazes de inativar um log de coliformes totais e *E. coli*, em 13 (treze) e 16 (dezesesseis) minutos, respectivamente. Para amostras com baixos valores de DQO esta inativação foi completa em apenas cinco minutos de tempo de contato. Já as análises realizadas com o reator UV, mostraram que mesmo com amostras de água cinzas com altos valores de sólidos suspensos totais e turbidez, a desinfecção pode ser bem-sucedida. Através deste método, o tempo de exposição do efluente à radiação UV para inativar de um log de *E. coli* foi de 26 (vinte e seis) segundos, em um comprimento de onda de 254 nm. Além disso, outro experimento realizado com o reator UV revelou que o pré-aquecimento da lâmpada por 10 minutos aumenta a eficiência do sistema em 27% (vinte e sete por cento).

Silva e colaboradores (2018) desenvolveram um trabalho que propõe o uso do peróxido de hidrogênio combinado com radiação UV como pré-tratamento de água de produção petróleo, visando a redução de incrustações em membranas. A eficiência do tratamento e redução de incrustação foram avaliadas de forma comparativa pela filtração em membrana de 0,45 μm e cálculo de modified foulingindex (MFI) para a água antes e após o processo oxidativo.

Diante disso, os autores puderam concluir que o uso do peróxido de hidrogênio como agente oxidante, combinado com luz ultravioleta apresentaram resultados satisfatórios no tratamento dos compostos presentes na água de produção e que causam incrustação em membrana. Esta efetividade dos processos de oxidação avançado foi comprovada não apenas pelo ensaio de filtração, mas também pela redução da DQO, da absorbância em 254nm e do total de óleos e graxas, com média de 60 % de redução nos ensaios.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 TIPO E LOCAL DE ESTUDO

O presente estudo trata-se de uma pesquisa experimental com abordagem quali-quantitativa, a qual foi realizada no laboratório de análises de água, vinculado ao Centro de Ciência e Tecnologia Agroalimentar (CCTA), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) – Campus Pombal – PB, no período de Janeiro a Dezembro de 2017.

4.2 PROCEDIMENTO DE CONSTRUÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO COM RADIAÇÃO UV

Foram construídas três unidades de tratamento, confeccionadas com tubos de PVC com 150mm de diâmetro e 800mm de comprimento, cada uma contendo em seu interior uma lâmpada germicida de UVC com potência de 15W, 20W e 30W que tiveram como suporte, adaptações feitas com tubos, reduções e adaptadores curtos.

Inicialmente, foram realizados cortes em dois canos de PVC de 32mm de diâmetro e 150mm de comprimento, com uma Serra Manual, obtendo-se três tubos de 70mm e de 80mm de comprimento.

Posteriormente, foram efetuados, nos tubos, dois furos com diâmetro de 32mm no cano PVC de 150mm de diâmetro, a 6 cm de suas extremidades.

Para cada furo, foi introduzido um cano de 70mm de comprimento, conectado externamente a um registro de entrada e outro de saída de água, por meio de um adaptador curto com rosca (32mmx1'), vedado por massa epoxi, de acordo com a Figura 5, e internamente, a um T de dimensões 40x32mm. O T também foi conectado ao cano de 80 mm de comprimento, com o auxílio de uma redução de 40x32mm, mostrada na Figura 6.



Figura 5: Material usado para a confecção da adaptação de suporte para a lâmpada germicida

Fonte: Própria Autora (2018).

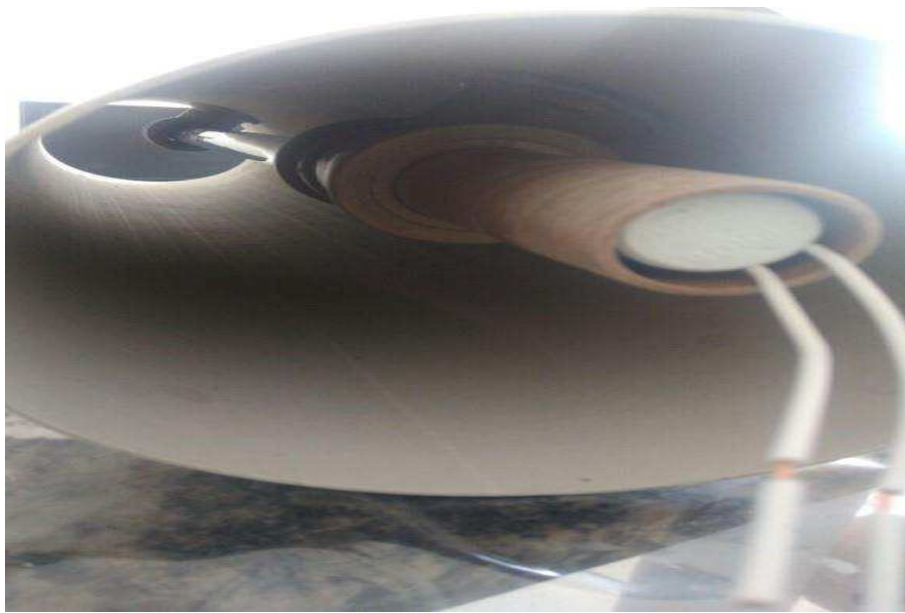


Figura 6: Unidade de tratamento/lâmpada germicida
Fonte: Própria Autora (2018).

Em seguida, as extremidades dos canos foram seladas com tampões de PVC, como mostra na Figura 7, e realizado um furo em cada tampa para a passagem da lâmpada, que foi conectada aos soquetes de 100 w em ambos os lados, e ao reator eletrônico.

Ao final de cada sistema de tratamento, foi adicionado uma bomba de aquário, com a finalidade de realizar uma agitação na água e impedir que os sólidos suspensos, bem como, os microrganismos decantem.



Figura 7: Unidade de tratamento

Fonte: Própria Autora (2018).

Após a confecção das duas unidades de tratamento, foram inseridas as lâmpadas germicidas de 15 W, 20W e 30W nas mesmas. Em seguida, ambas foram conectadas aos soquetes de 100W e aos reatores eletrônicos PG – 1x16 e PG – 1x32, respectivamente, que foram postos na lateral do cano de PVC , com o auxílio de durepoxi e fita isolante, para permitir o funcionamento das lâmpadas, bem como do sistema de tratamento.

4.3 TRATAMENTO DA ÁGUA COM RADIAÇÃO UV

Antes de submeter à água ao tratamento foi realizada sua contaminação com um coquetel de fezes humanas, bem como suas análises microbiológicas e físico-químicas. Em seguida, a mesma foi introduzida no sistema de tratamento com o auxílio de uma mangueira conectada ao registro de entrada do próprio sistema de tratamento, e assim foi irradiada, durante 15min e 30 min, com três potências de lâmpadas de 15W, 20W e 30W. Após este processo, foram realizados novos testes de análises da água, para avaliar os possíveis efeitos causados pela irradiação.

A água continuou armazenada no próprio sistema de tratamento por 48h; e durante, 24h e 48h, foram efetuadas novas análises de água para avaliar se houve a reativação de bactérias, com variações no tempo de armazenamento.

4.4 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA

Para determinação físico-química da amostra, foram realizadas análises da água antes e após sua exposição à radiação UVC. Onde, foram investigados os seguintes parâmetros: cor, turbidez, pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido (OD) e a condutividade elétrica.

Determinação de cor: Inicialmente, as amostras foram colocadas em cubetas e depois inseridas no Colorímetro para determinação da cor aparente.

Turbidez: A turbidez foi medida pelo turbidímetro, onde as cubetas de vidro que continham as amostras foram inseridas no mesmo, para ser realizada sua leitura.

pH: O pH foi determinado por leitura direta no pHmetro, com calibração adequada, onde a amostra foi inserida em um becker, e cuidadosamente o eletrodo do pHmetro no interior da amostra. A leitura foi realizada no intervalo entre 2 e 3 minutos. Após a análise de uma amostra e antes de iniciar outra, o eletrodo foi higienizado cuidadosamente.

Sólidos Totais Dissolvidos: inicialmente, foi realizada a preparação da cápsula a partir de sua lavagem com água destilada e secagem a 550° C por 1 (uma) hora em forno-mufla. Logo após, a capsula foi posta em dessecador para esfriar até temperatura ambiente e pesa-la (P1)g. Após esta etapa foi realizada a evaporação da amostra; onde, em um bécher homogeneizou-se a amostra com o auxílio de uma bagueta, e posteriormente foi transferida uma alíquota da amostra (50mL) para a cápsula. Foi realizada a sua secagem em banho-maria, e em seguida foi colocada em estufa (105 ± 2°C) até peso constante. Por fim, a cápsula foi posta em dessecador para esfriar até temperatura ambiente e realizar a sua pesagem (P2)g. Sua determinação foi dada pelo seguinte cálculo: (STD= P1-P2).

Oxigênio Dissolvido: O OD foi medido através de um aparelho chamado de oxímetro ou medidor de OD, em que a sonda do eletrodo possui uma membrana que adsorve seletivamente o oxigênio, tendo por base o seu raio de difusão molecular. Este aparelho foi calibrado antes do uso.

Condutividade Elétrica: A condutividade elétrica foi medida através de medidor automático, com devida calibração, onde o eletrodo foi lavado com água destilada antes de ser mergulhado na amostra. Ao mergulhar o eletrodo na amostra certificamos se o nível da amostra ultrapassou o ponto mínimo de submersão. foram realizados movimentos para cima e para baixo, para eliminar quaisquer bolhas de ar que tenham aderido ao sensor de condutividade elétrica.

4.5 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA

Para a pesquisa de bactérias do grupo coliformes totais e *Escherichia coli*, foram realizados pelos seguintes métodos:

- Método do substrato cromogênico: as amostras foram coletadas em garrafas esterilizadas de 100mL, foram adicionadas no próprio recipiente o conteúdo de um frascote contendo o substrato cromogênico, realizou-se a homogeneização e incubou-se a 35°C por 24 horas. Passando-se o tempo de incubação, as amostras foram retiradas da estufa e foi feita a observação da coloração do meio, onde a coloração amarelada é indicativa de presença de Coliformes totais. E com um auxílio de uma luz ultravioleta, que será incidida nas amostras em que houverem mudança de coloração, foi observado se há ou não a presença de fluorescência azul, ao aproximar a lâmpada do frasco (FUNASA, 2013).

- Isolamento e contagem de bactérias heterotróficas:

As amostras foram semeadas em triplicata nos meios de cultura Plate Count Agar (PCA) e Tryptone Soy Agar (TSA), sendo utilizado 1,0 mL das amostras de água para a semeadura pelo método de “Pour Plate” e 0,1 mL para semeadura por esgotamento. Após este procedimento as placas foram incubadas em estufa bacteriológica, por 24/ 48h a 35°C± 2°C. Para a metodologia de “Pour Plate” o meio de cultura até o momento da semeadura foi mantido em banho-maria a 44-46°C, para impedir sua solidificação, e posteriormente vertido sobre as amostras, quando então será homogeneizado através de movimentos circulares suaves da placa, no sentido horário. Posterior ao período de 48 horas de incubação, as colônias foram contadas, sendo que para a metodologia de esgotamento, o número encontrado foi multiplicado pelo fator da diluição (10x), e o resultado das duas metodologias expresso em Unidades Formadoras de Colônias por mililitro (UFC/mL).

4.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Inicialmente, realizou-se a análise estatística descritiva objetivando caracterizar as amostras coletadas. Em seguida, verificou-se o pressuposto de normalidade dos dados para guiar a escolha entre estatística paramétrica (teste t de Student para amostras emparelhadas) e não paramétrica (teste de Wilcoxon). Para comparar a presença/ausência de coliformes totais e *Escherichia coli* antes e após o tratamento, utilizou-se o teste de McNemar (dados tratados de modo categórico). Em todas as análises, o nível de significância foi fixado em $p < 0,05$ (LARSON; FARBER, 2016). O *software* STATA versão 15.0 (College Station, TX: StataCorp LLC) foi usado para realizar a análise estatística, considerando um intervalo de confiança de 95% para obtenção das estimativas.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Após a confecção do sistema de tratamento, a água foi submetida ao mesmo, e em seguida foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas. A Tabela 5 mostra o resultado das análises físico-químicas da água antes e após passar pelo tratamento. Não houveram diferenças estatisticamente significativas em relação à cor, turbidez, temperatura, sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica ($p > 0,05$). Quanto ao pH e ao oxigênio dissolvido, diferenças estatísticas pontuais foram observadas, estando enquadradas dentro dos valores de potabilidade exigidos pela PRC/MS nº 5/2017 Anexo XX, não causando mal à saúde, e podendo ser utilizada tanto pelo ser humano, como pelas agroindústrias, mesmo após ser submetida a doses de radiação.

5.1 COR APARENTE

De acordo com a PRC/MS nº 5/2017, Anexo XX, para o padrão organoléptico de potabilidade de água, a variável cor não deve ser superior a 15uH (unidade de Heinz). Diante do exposto, pode-se perceber que a água, apresentou-se dentro dos valores exigidos pela portaria. Em consonância com a presente pesquisa, Rocha, Reis e Araújo (2011), avaliaram um sistema de tratamento de águas de chuva coletadas em telhado de cimento amianto, utilizando filtração e desinfecção por UV e cloro, sendo possível verificar que a água após passar pelo tratamento apresentou um valor dentro do que é exigido pela portaria.

5.2 TURBIDEZ

O valor dessa variável após passar pelas unidades de tratamento, encontra-se dentro dos valores permitidos pela PRC/MS nº 5/2017, Anexo XX. Rocha, Reis e Araújo (2011) obtiveram valores de turbidez enquadrados dentro desta portaria.

Os valores de turbidez e sólidos totais suspensos estão diretamente relacionados com o desempenho da desinfecção por radiação UV, já que as partículas em suspensão podem refletir ou absorver radiação, prejudicando a eficiência da desinfecção. Essas partículas ainda podem servir de abrigo para microrganismos, protegendo-os da ação da radiação UV e desinfetantes químicos (SOETHE, 2013).

O aumento da turbidez, geralmente ocorre em estações chuvosas devido à movimentação do sedimento em locais rasos como a zona litorânea, erosão das margens por falta de vegetação ripária, folhagens e galhos de árvores que são levados para dentro do corpo hídrico por ação dos ventos e da correnteza. Detritos orgânicos como algas, bactérias, plâncton, dentre outros, também interferem na turbidez da água. Ações antrópicas como desmatamento, despejo de esgoto sanitário, efluentes industriais, agropecuários e mineração, fazem com que o escoamento superficial aumente a turbidez da água resultando em grandes alterações no ecossistema aquático (CESTEB, 2009).

5.3 pH/TEMPERATURA

O pH compõe uma das variáveis de potabilidade da água, de forma que as águas destinadas ao abastecimento público devem apresentar valores entre 6,0 e 9,5, de acordo com a PRC/MS nº 5/2017, Anexo XX. Este é um dos indicadores mais importantes de monitoramento de recursos hídricos superficiais ou subterrâneos. A acidez exagerada pode ser um indicativo de contaminações, enquanto o excesso de solubilização de sais também pode tornar a água imprópria para consumo devido à elevada dureza. As duas situações influem na utilização deste recurso para industrialização de alimentos em agroindústrias familiares (NAIME; CARVALHO; NASCIMENTO, 2009). A análise do pH das águas que passaram pelas três unidades de tratamento, durante os dois intervalos de tempo, encontra-se dentro da faixa estabelecida pelo Ministério da Saúde, corroborando com o estudo realizado por Oliveira (2003), onde é possível verificar que os valores de pH encontrados em seus resultados permanecem enquadrados nos valores estipulados pelo ministério da saúde.

O pH é diretamente influenciado pelas taxas de fotossíntese do ecossistema, pois quando esta se eleva, favorecida pelo enriquecimento da água por nitrogênio e fósforo, o pH da água

tende a aumentar, ou seja, tornar-se mais alcalino em decorrência da diminuição das concentrações de gás carbônico na água (WETZEL, 2001).

O excesso de matéria orgânica contribui para reduzir o pH na água devido à liberação de gás carbônico decorrente de compostos orgânicos ácidos e da decomposição, a qual origina o ácido carbônico em meio aquoso (MAROTTA et al., 2008).

No que diz respeito à temperatura, não consta na legislação valores máximos ou mínimos estipulados para esta variável, entretanto, pode-se verificar que os valores obtidos no estudo variaram de 24°C a 28°C, sendo esses esperados para a condição climática do ambiente que foi desenvolvido as análises.

A elevação da temperatura no corpo hídrico tem como consequência a intensificação da taxa de decomposição da matéria orgânica, aumentando a demanda bioquímica de oxigênio do ambiente aquático, sendo que liberações de nitrogênio e fósforo também são intensificadas pela lixiviação (processo de dissolução de frações hidrossolúveis que ocorre durante a decomposição).

Do ponto de vista físico, a temperatura é inversamente proporcional à concentração de oxigênio dissolvido, dessa forma no período mais quente ocorre uma maior pressão no balanço de oxigênio dissolvido do sistema, tanto pela diminuição da solubilização dos gases quanto na intensificação dos processos degradativos (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

5.4 SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (STD)

As concentrações dos STD das amostras de água apresentam-se dentro dos valores máximos permitidos pela PRC/MS nº 5/2017, Anexo XX, podendo assim, serem classificadas como satisfatória no que diz respeito aos padrões de potabilidade de água. Rocha, Reis e Araújo (2011) também verificaram que os valores de STD apresentaram-se entre os valores exigidos pela legislação. No entanto, um estudo realizado por Pascoal e colaboradores (2007), permitem constatar que os experimentos com radiação UV-solar apresentaram melhor rendimento que aqueles com radiação UV-artificial na remoção de STD de efluente de curtume.

O comportamento dos sólidos totais é semelhante ao da turbidez, variável com a qual se relaciona. Seus valores refletem a condição do local, com aumento em locais de maior poluição (ALMEIDA; SCHWARZBOLD, 2003). Valores aumentados de sólidos totais, dissolvidos em amostras que irão passar por processo de desinfecção, devem ser filtrados ou ainda passar por

algum processo de remoção de sólidos suspensos, uma vez que a sua presença é capaz de absolver a luz germicida, impedindo sua penetração no microrganismo, protegendo-o.

5.5 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

A portaria de PRC/MS nº 5/2017, Anexo XX não estabelece valores mínimos ou máximos de OD como padrão de potabilidade de água, mas segundo a Resolução CONAMA 357/2005, o valor mínimo necessário para enquadramento dos corpos hídricos de água doce nas Classes 1, 2, 3 e 4 são 6 mg/L, 5 mg/L, 4 mg/L, e 2 mg/L, respectivamente. Sendo assim, pode-se verificar que a água após passar pelas três unidades de tratamento durante as três análises realizadas, apresentam-se enquadradas entre as classes 1 e 2.

As trocas gasosas com a atmosfera e a fotossínteses são os principais fornecedores de oxigênio para o corpo hídrico, sendo que temperaturas elevadas e diminuição da pressão atmosférica diminuem sua solubilidade (WETZEL, 2001). Além deste, outros fatores contribuem para a redução de oxigênio da água, tais como as perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos, processos de oxidação de íons metálicos e decomposição aeróbia (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013). Dessa forma, a concentração de OD em um corpo hídrico pode ser usada como uma das variáveis para a determinação da qualidade da água, pois quanto mais reduzida for a concentração de OD, pode-se dizer que, mais poluído o curso d'água se encontra (PRADO, 1999), influenciando diretamente na biodiversidade aquática.

5.6 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE)

No que se diz respeito às análises de CE, observa-se que os valores obtidos após a passagem da água pelo tratamento de radiação, não sofreram grandes variações. Tanto a portaria de PRC/MS nº 5/2017, Anexo XX, como Resolução CONAMA 357/2005 não estipulam valores mínimos ou máximos de condutividade elétrica, entretanto, a CETESB aponta que acima de 0,100mS/cm, existe a possibilidade de entrada de esgoto no ambiente.

A CE está relacionada com a presença de íons, partículas carregadas eletricamente, dissolvidos na água. Sendo assim, quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da mesma, a qual pode variar também de acordo com a temperatura e o pH

(CRUZ et al., 2007). Contudo, valores elevados de CE podem indicar características corrosivas da água (CETESB, 2009).

Ribeiro et al. (2005) afirmam que a CE é a variável mais empregada para se avaliar o nível de salinidade, constituindo um os principais elementos de classificação da qualidade das águas para irrigação. A determinação da CE permite avaliar o perigo que a água oferece, em termos de salinização do solo (AMORIM et al., 2010; MEDEIROS et al., 2003).

Tabela 5: Análises físico-químicas da água antes e após passar pelo tratamento

Variáveis	Análise Principal						
	Antes do tratamento	15 min			30 min		
		15W	20W	30W	15W	20W	30W
Cor (uH)							
Média (DP)	14,67 (4,16)	10,00 (3,61)	7,33 (4,93)	7,33 (4,93)	5,50 (6,61)	7,00 (4,58)	9,00 (1,00)
Mediana	16,00	9,00	5,00	5,00	3,00	6,00	9,00
CV	28,4%	36,1%	67,3%	67,3%	120,2%	65,4%	11,1%
Turbidez (NTU)							
Média (DP)	0,83 (0,14)	0,92 (0,16)	0,71 (0,02)	0,64 (0,14)	0,78 (0,12)	0,66 (0,09)	0,53 (0,10)
Mediana	0,78	0,88	0,71	0,66	0,76	0,66	0,50
CV	16,9%	17,4%	2,8%	21,9%	15,4%	13,6%	18,9%
pH							
Média (DP)	7,42 (0,28)	7,65 (0,20)	7,68 (0,24)*	7,71 (0,28)*	7,73 (0,30)*	7,77 (0,16)*	7,78 (0,16)*
Mediana	7,47	7,56	7,82	7,77	7,84	7,78	7,81
CV	3,8%	2,6%	3,1%	3,6%	3,9%	2,1%	2,1%
Temperatura (° C)							
Média (DP)	25,93 (1,62)	26,77 (1,46)	27,23 (1,42)	26,77 (1,46)	27,17 (2,32)	27,20 (2,43)	26,97 (2,24)
Mediana	25,00	27,00	28,00	27,00	28,30	28,50	28,00
CV	6,2%	5,5%	5,2%	5,5%	8,5%	8,9%	8,3%
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)							
Média (DP)	26,67 (13,31)	7,32 (5,33)	9,70 (0,17)	10,03 (0,38)	9,57 (1,10)	16,00 (17,67)	10,70 (1,23)
Mediana	34,20	9,40	9,60	10,20	10,10	11,10	10,20
CV	49,9%	72,8%	1,8%	3,8%	11,5%	110,4%	11,5%
Oxigênio Dissolvido (mg/L)							
Média (DP)	6,61 (0,15)	6,56 (0,34)	6,07 (0,32)*	6,20 (0,46)	5,90 (0,26)	5,73 (0,67)	5,73 (0,67)
Mediana	6,70	6,60	6,20	6,10	6,00	5,40	5,40
CV	2,3%	5,2%	5,3%	7,4%	4,4%	11,7%	11,7%
Condutividade Elétrica (ppm)							
Média (DP)	202,03 (77,66)	195,53 (70,03)	197,57 (72,87)	195,43 (68,47)	196,37 (69,76)	199,27 (72,86)	200,60 (68,93)
Mediana	158,20	155,60	156,40	156,00	157,50	157,90	167,80
CV	38,4%	35,8%	36,9%	35,0%	35,5%	36,6%	34,4%

Nota. DP = desvio-padrão; CV = coeficiente de variação; * Diferença estatisticamente significativa ao nível de $p < 0,05$ quando comparado aos dados obtidos antes do tratamento.

No que se refere aos resultados obtidos para as análises microbiológicas, verifica-se que durante a realização das três análises, apenas a unidade de tratamento que apresenta a lâmpada UVC de 20W, no tempo de irradiação de 30min foi eficiente na desinfecção da água, visto que se eliminou tanto as bactérias do grupo coliformes totais e *Escherichia coli*, como as bactérias heterotróficas.

Na tabela 6 são apresentados os resultados para presença de coliformes totais e *Escherichia coli* antes e depois da passagem da água pelo tratamento, como também após 24hs e 48hs, para aquelas no qual não houve a presença dessas bactérias após sua submissão ao tratamento. Contudo, verifica-se que após a irradiação da água pelas lâmpadas de potencias de 15W, 20W e 30W, nos tempos de 15 e 30 minutos, houve eficiência na inativação bacteriológica apenas para água que foi irradiada pela lâmpada de 20W, no tempo de 30min, e que a mesma não apresentou reativação bacteriana após o período de 24hs e 48hs, mostrando sua eficiência na desinfecção da água.

Bilotta e Daniel (2012) apontam que o uso de lâmpadas germicidas com emissão de radiação em 254 nm se mostrou bastante positivo no controle de indicadores patogênicos no tratamento terciário de esgoto doméstico, os experimentos também revelaram a elevada potencialidade técnica do reator fotoquímico para a inativação de colifagos e *Escherichia coli*, contudo, a técnica descrita no trabalho dos autores acima citados, apresenta elevado potencial no tratamento terciário de esgoto sanitário, visando o controle de patógenos, em atendimento à legislação ambiental, para o seu descarte em corpos d'água, e ainda possibilita a adequação do efluente final às diretrizes estabelecidas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) para o reuso de água (esgoto tratado) na irrigação,

Wisbeck e colaboradores (2011) avaliaram desinfecção de água de chuva por radiação ultravioleta, e seus resultados mostraram que a eficiência da desinfecção de água de chuva direta e de telhado por radiação UV foi verificada com a inativação de 100% dos coliformes totais e coliformes termotolerantes e o não recrescimento desses microrganismos em amostras tratadas e estocadas por até 72 horas.

Melo et al. (2013), ao avaliarem a desinfecção da água utilizando processos eletro-intensivos, utilizaram radiação UV proporcionada por uma lâmpada a vapor de mercúrio de 55 W, e constataram que após 30 min de irradiação foi observada uma redução de 99,8% na colônia de *Escherichia coli* ali presente.

Tabela 6: Resultados obtidos das análises microbiológicas quanto à presença (%) de coliformes totais e *Escherichia coli*

Variáveis	Análise Principal				Análise Complementar				
	Antes do tratamento	15 min	30 min			24 h		48 h	
		15W	20W	30W	15W	20W	30W	20W	20W
Coliformes totais	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0*	100,0	0,0*	0,0*
<i>Escherichia coli</i>	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0*	100,0	0,0*	0,0*

Nota. * Diferença estatisticamente significativa ao nível de $p < 0,05$ quando comparado aos dados obtidos antes do tratamento.

Em relação às bactérias heterotróficas, a tabela 7 revela que após a passagem da água pela irradiação, do ponto de vista descritivo verifica-se uma redução nos valores médios da quantificação de bactérias, mantendo-se abaixo dos valores exigidos pelo ministério da saúde. Verifica-se também que nas análises realizados após 24hs e 48hs, a água que foi irradiada pela lâmpada de 20W, no tempo de 30min, não sofreu reativação bacteriana de maneira significativa, mantendo-se ainda dentro dos limites exigidos pela PRC/MS nº 5/2017, Anexo XX.

As amostras de água semeadas nos meios de cultura PCA e TSA após 24hs e 48hs, foram realizadas somente da água que foi irradiada pela lâmpada de 20W, no tempo de 30min, porque nas demais amostras de águas irradiadas haviam presença de bactérias do grupo coliformes totais e *Escherichia coli*, tornando os tratamentos ineficientes, visto que o Ministério da Saúde exige que seja ausente sua presença em 100mL de água.

Discordando da presente pesquisa, Wisbeck e colaboradores (2011), que avaliaram desinfecção de água de chuva por radiação ultravioleta não obteve sucesso na eliminação das bactérias heterotróficas, sendo identificadas após 24, 48 e 72 horas ao tratamento. Leclerc e Moreau (2002) mostram que alguns autores estão pesquisando se essa multiplicação das bactérias heterotróficas na água é devida à reativação de um grande número de células dormentes presentes na água, ou se ela é resultado da divisão celular e multiplicação de poucas células viáveis inicialmente presentes, mas ainda não chegaram a alguma conclusão.

Já no estudo realizado por Nascimento e colaboradores (2016), os resultados evidenciam que o sistema de desinfecção por UV, no procedimento experimental em escala de laboratório, apresentou bom desempenho. Onde, houve uma redução significativa na densidade de bactérias heterotróficas presentes na água analisada, quando comparada entre a amostra inicial e as amostras obtidas após os testes.

Tabela 7: Resultados da quantificação de bactérias heterotróficas antes e após passagem no sistema de desinfecção por radiação UVC

Variáveis	Análise Principal						Análise Complementar		
	Antes do tratamento	15 min			30 min			24 h	48 h
		15W	20W	30W	15W	20W	30W	20W	20W
TSA (UFC/mL)									
Média (DP)	1120,33 (288,74)	333,33 (320,36)*	47,67 (39,58)*	73,33 (46,19)*	50,00 (10,00)*	67,33 (31,64)*	53,33 (11,55)*	168,33 (34,03)*	175,67 (38,55)*
Mediana	1240,00	240,00	30,00	100,00	50,00	60,00	60,00	180,00	190,00
CV	25,8%	96,1%	83,0%	63,0%	20,0%	47,0%	21,7%	20,2%	21,9%
PCA (UFC/mL)									
Média (DP)	457,33 (233,46)	194,67 (267,24)	110,33 (15,89)	60,00 (85,25)	77,00 (88,70)	108,67 (11,02)	56,00 (6,00)	159,67 (59,50)	163,00 (58,90)
Mediana	582,00	65,00	119,00	19,00	34,00	108,00	56,00	192,00	196,00
CV	51,0%	137,3%	14,4%	142,1%	115,2%	10,1%	10,7%	37,3%	36,1%

Nota. DP = desvio-padrão; CV = coeficiente de variação; * *Diferença estatisticamente significativa ao nível de $p < 0,05$ quando comparado aos dados obtidos antes do tratamento.*

Em estabelecimentos comerciais de todo o país foram observados altos índices de contaminação em diversos alimentos. Em 30 amostras de carne bovina cerca de 90 % apresentaram contaminação por Coliformes Totais. Em hortas comerciais observaram-se índices de até 5.400 NMP de Coliformes Termotolerantes/100 mL de amostra, sendo que das 26 hortas analisadas 21,1% apresentavam irregularidades e em 17 % havia altos índices de contaminação por Coliformes Termotolerantes nas hortaliças. (BALBANI, 2001). Contaminação esta que possivelmente está associada à má qualidade da água utilizada na irrigação das lavouras, higiene pessoal e de utensílios utilizados na manipulação dos alimentos (VOLKWEIS, 2015).

Um estudo que buscou avaliar a qualidade microbiológica da água de agroindústrias realizada por Volkweis (2015), ressalta que os consumidores dos produtos ali processados podem estar correndo riscos de contaminação e possível surto diarreico devido ao elevado número de amostras contaminadas. Os principais produtos processados nestas agroindústrias familiares são derivados de carne, como embutidos e derivados do leite como queijos, iogurtes e afins, os quais são produtos extremamente perecíveis e estão em contato direto com esta água, no caso do queijo quando é feita a dessalga.

Esta contaminação pode ocorrer também através das mãos dos manipuladores que realizam a higienização com a água de má qualidade e que por consequência acaba sendo um fator de contaminação do alimento. Sendo assim, a utilização de um sistema de tratamento de água utilizando radiação UVC se torna uma boa alternativa para o produtor rural que não tem acesso ao saneamento básico.

6 CONCLUSÕES

Com o aprimoramento do sistema de tratamento de águas utilizando a radiação UVC, e de acordo com os resultados obtidos no presente estudo, torna-se possível concluir que a lâmpada germicida que obteve melhor eficiência no controle de microrganismos patogênicos presentes na água foi a que apresenta potência de 20W, operando no tempo de 30min de irradiação; tornando-se uma boa alternativa para o tratamento de água tanto para o consumo humano, como para as agroindústrias que utilizam águas captadas diretamente de nascentes ou de poços artesanais.

Os experimentos revelaram a elevada potencialidade do sistema de tratamento para inativação de bioindicadores de contaminação fecal, tais como: coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias heterotróficas.

Após a realização das análises físico-químicas, verifica-se que a água depois de ser irradiada não sofreu alterações físico-químicas significativas que sejam prejudiciais à saúde do homem, tornando assim o sistema de tratamento uma boa alternativa para aqueles que não têm acesso ao saneamento básico e desejam realizar a desinfecção da água que irá ser utilizadas por eles, seja ela para fins potáveis, como também para agricultura.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (ABAS). **Educação/Águas subterrâneas, o que são?** 2008. Disponível em: <www.abas.org/educacao.php>. Acesso em: 10 jun. 2016.
- ALBUQUERQUE, J. do P. T. (2004). **Sustentabilidade de aquíferos. Mesa redonda. Tema: Sustentabilidade de aquíferos.** In: VII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, São LuísMA, 2004. Anais em CD-ROM.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Abastecimento Urbano de Água. ATLAS.** Vol.2, 2010. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/Home.aspx>>. Acesso em: 20 out. 2016.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE PERNAMBUCO (CPRH). **Índice e Indicadores de Qualidade da Água.** 2003. v.1, 114p. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br>>. Acesso em: 01 dez.2016.
- AGUIAR, A. M. S.; FERNANDES NETO, M. L.; BRITO, L. L. A.; REIS, A. A.; MACHADO, P. M. R.; SOARES, A. F. S.; VIEIRA, M. B. C. M.; LIBÂNIO, M. Avaliação Do Emprego Da Radiação Ultravioleta Na Desinfecção De Águas Com Turbidez E Cor Moderadas. **Eng. Sanit. E Amb.** Vol. 7, n. 2, 2002.
- ALMEIDA, M. A. B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 81-97, 2003.
- ALMEIDA, R.A.S.; OLIVEIRA, I.B. Aplicação do Índice de Qualidade de Água Subterrânea (IQUAS) Destinado ao Uso para Consumo Humano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 15, 2008, Natal. **Anais...** Natal: ABAS, 2008.
- ALMEIDA FILHO, P. C. de. **Avaliação das condições ambientais e higiênicosanitárias na produção de hortaliças folhosas no núcleo hortícola suburbano de Vargem Bonita, Distrito Federal.** 2008. 103f. Dissertação. (Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental). Universidade Católica de Brasília. Brasília/DF. 2008.
- AMORIM, J. R. A.; CRUZ, M. A. S.; RESENDE, R. S. Qualidade da água subterrânea para irrigação na bacia hidrográfica do Rio Piauí, em Sergipe. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.804-811, 2010.
- BARROSO, L. B.; WOLFF, D.B. Radiação Ultravioleta Para Desinfecção Água. **Disc. Scientia.** Vol. 10, n.1, p. 1-13, 2009
- BASTOS, F. P. **Tratamento De Água De Chuva Através De Filtração Lenta E Desinfecção UV.** Dissertação (Programa de PósGraduação em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo. Universidade Federal do Espírito Santo. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 135p. 2007.

BEM SAIS, M.; OTAKI, M. Enhancement of Ultraviolet Water Disinfection Process. **African Journal of Biotechnology**. Vol. 12, n. 20, p. 2932-2938, 2013.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**. v.1, n.1, 2008.

BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. Utilização de lâmpadas germicidas na desinfecção de esgoto sanitário. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 120-129, 2012.

BRASIL. Portaria Nº 2.914, De 12 De Dezembro De 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, Dezembro de 2014.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água / Fundação Nacional de Saúde – 4. ed. – Brasília: Funasa, 2013. 150 p.

BRASIL. Resolução- RDC/CONAMA no 396, de 3 de abril de 2008 Publicada no DOU nº 66, de 7 de abril de 2008, Seção 1, páginas 64-68 Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. **Caderno Setorial de Recursos Hídricos: Saneamento**. Brasília: MMA, 2006. Disponível em: <
http://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao23022011031657.pdf>
Acesso em: 25 mai. 2018.

BROWN, R.M., MCCLELLAND, N.I., DEININGER, R.A. AND TOZER, R.G., “Water quality index-do we dare?” **Water Sewage Works**. V. 117, n.10, p. 339-343. 1970.

BUZANELLO, E.B.; BRUSCHI, E.; MARTINHAGO, M.W.; ALMEIDA, M.M.; PINTO, F.G.S. Determinação de coliformes totais e termotolerantes na água do Lago Municipal de Cascavel, Paraná. **Rev Bras Bioci**, v. 6, n.1, p.59-60, 2008.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP)., **Ambi-Agua**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CADILHAC, L.; ALBINET, M. (Coord.). SEQ - **Système d'évaluation de la qualité des eaux souterraines: Rapport de présentation**. Agences de l'Eau. 2003. 75p. Disponível em: <
<http://www.davar.gouv.nc/portal/pls/portal/docs/1/30410252.PDF>>. Acesso em: 14 out. 2016.

CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment, 2001, **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0, technical report**. In: Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999, Winnipeg.

CIRILO, J.A. **Políticas Públicas de Recursos Hídricos Para o Semi-Árido Brasileiro**. Universidade de São Paulo, São Paulo, Vol. 63, p. 61-82, 2008.

CHIN, A.; BERUBE, P. R. Removal of disinfection byproduct precursors with ozone-UV advanced oxidation process. **Water Research**. Vol. 39, p. 2136-2144, 2005.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Variáveis de qualidade de água**. São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 22 abr. 2018.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Índice de Qualidade da Água**. 2007. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/02.pdf>>. Acesso em: 08 dez. 2016.

COSTANZI, R.N. Técnicas combinadas. [Entrevista a Fábio de Castro]. **Revista Fapesp**. São Paulo. 21 de janeiro de 2008. Disponível em: <http://www.agencia.fapesp.br/boletim_dentro.php?i d=8317> Acesso em: 28 abr. 2016.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Estudos hidrogeológicos de bacias sedimentares da região semi-árida do nordeste brasileiro**. 2004, 80 p. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/media/PropostaCTHidro-FINAL.pdf>>. Acesso em: 08 dez. 2016.

CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Programa de Água Subterrânea Para o Nordeste 2001**. Recife: CPRM, 2001. 17p. Disponível em: <<http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/16729/relatorio03c11.pdf?sequence=1>> Acesso em: 08 dez. 2016.

CRUZ, P.; REIS, L.; BARROS, A.; NEVES, J.; CÂMARA, F. Estudo comparativo da qualidade físico-química da água no período chuvoso e seco na confluência dos rios Poti e Parnaíba em Teresina/PI. In: II Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica, 2, 2007, **Anais...** João Pessoa – PB.

DANIEL, L. A. **Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta: fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos**. 1993. 164f. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.

DANIEL, L. A. e CAMPOS, J. R. Fundamentos a aspectos de projetos de sistemas de desinfecção de esgoto sanitário com radiação ultravioleta. **Revista DAE-SABESP**, vol. 7, n. 163, p. 5-11, 1992.

DANIEL, L. A.; SARTORI, L.; SOUZA, J. B. Influência da cor e turbidez na desinfecção de águas de Zbastecimento utilizando-se cloro e radiação ultravioleta. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2000, Fortaleza. **Anais...**, 2000.

DANIEL, L. A. (Coord.). **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável**. Rio de Janeiro: Rima, ABES, 2001.

EATON A.D.; FRANSON M.A.H.; CLESCERI LS, R.E.W.; GREENBERG, A.E. editors. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed. Washington: American Public Health Association; 2005.

FERREIRA, L.M.; IDE, C.N. 2001. Avaliação comparativa da sensibilidade do IQA-NSF, IQA-Smith e IQA-Horton, aplicados ao Rio Miranda, MS. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001.

GUYTON, A.C. - Controle genético da função celular. **In: Fisiologia Humana**, 6a Ed., Rio de Janeiro, Ed. Interamericana, Cap. 4, p. 37-47, 1985.

HOLANDA, F. J. M. **Uso e Manejo dos Recursos Naturais do Semiárido**. Fortaleza: Edição do Autor, 2003.

HORTON R. K. **An index number system for rating water quality**. Journal WPCF 37, p. 300±305, 1965.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2000. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnsb.shtm>. Acesso em: 08 out. 2016.

KOIVUNEN, J.; HEINONEN-TANSKI, H. Inactivation of enteric microorganisms with chemical disinfectants, UV irradiation and combined chemical/UV treatment. **Water Research**, Vol. 39, p. 1519-1526, 2005.

LARSON, R.; FARBER, B. **Estatística Aplicada**. 6. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2016.

LAZAROVA, V.; SAVOYE, P.; JANEX, M. L.; BLATCHLEY, E. R.; POMMEPUY, M. Advanced wastewater disinfection technologies: state of the art and perspectives. **Water Science and Technology**. Vol. 40, n. 4/5, p. 203-213, 1999.

LECLERC, H.; MOREAU, A. Microbiological safety of natural mineral water. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 26, p. 207-222, 2002.

LINHARES, F. M. **Potencial Hidrogeológico E A Qualidade Da Água Subterrânea Do Município De Brejo Do Cruz-Pb**. 2009. 92f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Geografia) - Universidade Federal Da Paraíba, João Pessoa, 2009.

LANDIM NETO, F. O.; GORAYEB, A.; PEREIRA FILHO, N. S.; SILVA, E. V. Os Impactos Da Indústria Portuária Em Uma Bacia Hidrográfica Do Nordeste Do Brasil: Análise De Indicadores Ambientais. **REDE – Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 8, n. 2, p. 20-34, 2014. ISSN: 1982-5528.

MACIEL FILHO, C.; NUMMER, A. **Introdução à Geologia de Engenharia**. 4ed. Santa Maria: Ed da UFSM, 2011.

MAROTTA, H.; SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 67-79, 2008.

MEDEIROS, J. F.; LISBOA, R. A.; OLIVEIRA, M.; SILVA JÚNIOR, M. J.; ALVES, L. P. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, p.469-472, 2003.

MELO, C. M.; SIQUEIRA, D. S.; SANTOS, M. S.; CALASANS, T. A. S.; MARQUES, M.N.; LIMA, A. S.; CAVALCANTI, E. B. Disinfection Of Water Using Electointensive Processes. **APHIA**. Vol. 7, n. 1, 2013.

MENTE, A. Ministério De Minas E Energia (MME). **Análise Das Informações Sobre Recursos Hídricos Subterrâneos No País**. Banco Internacional Para A Reconstrução E Desenvolvimento – BIRD, 2009. 111p. (Contrato N°. 48000.003155/2007-17: Desenvolvimento De Estudos Para Elaboração Do Plano Duodecenal (2010 - 2030) De Geologia, Mineração E Transformação Mineral).

MOLINA, P.M.; HERNANDEZ, F.B.T.; VANZELA, L.S. Índice de Qualidade de Água na Microbacia Degradada do Córrego Água da Bomba – Município de Regente Feijó – SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 16, 2006, Goiânia. **Anais...** Goiânia: ABID, 2006

MONTGOMERY, J. M. - **Disinfection in: Water Treatment Principles and Design**. New York, Ed. Wiley-Interscience Publication. 1985. vol. 2, cap. 12, p.262-283.

NAIME R.H.; CARVALHO, S. NASCIMENTO, C.A. Avaliação da qualidade da água nas agroindústrias familiares do Vale dos Sinos. **RAMA**, v.2, n.1, p. 105-19, 2009.

NASCIMENTO, R. G.; SANTOS, A.S.; FIGUEIREDO, G. J. A.; NASCIMENTO, H. C.; DUARTE, M. D. D. C. Estudo do Carvão Ativado do Mesocarpo Do Coco (Cocos nucifera L.) e da Radiação Ultravioleta no Tratamento de Água Destinada ao Consumo Humano. In: VII CONGEA. 7. 2016, **Anais...** Campina Grande-PB.

OLIVEIRA, E.C.M. **Desinfecção De Efluentes Sanitários Tratados Através Da Radiação Ultravioleta**. 2003. 110f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

OLIVEIRA, I. B.; NEGRÃO, F.I.; SILVA, A.G.L.S. Mapeamento dos Aquíferos do Estado da Bahia Utilizando o Índice de Qualidade Natural das Águas Subterrâneas – IQNAS. **Revista Águas Subterrâneas**. 2007. no prelo.

PASCOAL, S.A.; LIMA, C.A.P.; SOUSA, J. T.; DE LIMA, G.G.C.; VIEIRA, F.F. Aplicação de Radiação UV Artificial e Solar no Tratamento Fotocatalítico De Efluentes de Curtume. **Quim. Nova**, v. 30, n. 5, p.1082-1087, 2007.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M.M.; NEVES, C. S.; BOAS, B. V. Sterilization Of Swine Wastewater Treated By Anaerobic Reactors Using UV Photo-Reactors. **Acta Scientiarum**. Vol. 36, n. 4, p. 607-615, 2014.

PESSOA, M.D.; MENTE A.; LEAL, O. Províncias hidrogeológicas adotados para o mapa hidrogeológico do Brasil na escala 1:2.500.000. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 1, Recife, 1980. **Anais...** Recife: ABAS. P. 461-46.

PONTES, C. A. A.; SCHAMM, F. R. Bioética na Proteção e Papel de Estado: Problemas Morais no Acesso Desigual à Água Potável. **Cad Saúde Pública**. Vol. 20, n. 5, p. 1319-1327, 2004.

PORTO, M. A. L.; OLIVEIRA, A.M; FAI, A.E.C.; STAMFORD, T.L.M. Coliformes em água de abastecimento de lojas fast-food da Região Metropolitana de Recife (PE, Brasil). *Ciência e Saúde Coletiva*, doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232011000500035>, 2011.

PRADO, R. B. **Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: estudo no médio rio Pardo – SP (período de 1985 a 1997).** 209 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 1999.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). **Relatório do Desenvolvimento Humano 2006. A água para lá da escassez: poder, pobreza e a crise mundial da água.** New York, 10017, USA. 1101p.

REBOUÇAS, A.C. Águas Subterrâneas. In: **Águas Doces no Brasil**, 3ª ed. São Paulo-SP: Escrituras Editora, 2006. p. 111-144.

RIBEIRO, G. M.; MAIA, C. E; MEDEIROS, J. F. Uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p.15-22, 2005.

RIGHETTO, A. M. (1998). **Hidrologia e recursos hídricos.** Projeto REENGE. São Carlos: EESC/USP, 840p, 1998.

RIGOBELLO, E.C.; MINGATTO, F.H.; TAKAHASHI, L.S.; ÁVILA, F.A. Padrão físico-químico e microbiológico da água de propriedades rurais na região de Dracena. **Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, v.7, n.2, p.219-224, 2009.

ROCHA, B.C.C.M.; REIS, R.P.A.; ARAUJO, J.V.G.; Avaliação de sistema de tratamento de águas de chuva coletadas em telhado de cimento amianto, utilizando filtração e desinfecção por uv e cloro. **Eletrônica de Engenharia Civil**, v.1, n. 3, p.12-18, 2011.

SALES, L. G. L.; CANDIDO, G. A.; LEITE, K. M. M. Diagnóstico da realidade do abastecimento humano na sub-bacia do rio do Peixe-PB: uma análise em nível de setor censitário do IBGE. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 20. 2013, Bento Gonçalves. **Anais...** Porto Alegre: ABRH, 2013. v. 1, p. 1 – 8.

SANTOS, J.M.M. dos. **Índice De Qualidade De Água Subterrânea Aplicado Em Área De Aquíferos Cristalinos Com Uso Agrícola: Bacia Do Rio São Domingos – RJ.** 2009. 189f. Tese (Doutorado em Geologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2009.

SANTOS, R. C.; CERQUEIRA, V. S. **Manual para a aplicação das boas práticas agropecuárias e de fabricação na agroindústria.** Porto Alegre, RS: EMATER/RS; ASCAR, 2007. 130p.

SÁNCHEZ, E.; COLMENAREJO, M.F.; VICENTE, J., RUBIO, A.; GARCÍA, M.G., TRAVIESO, L.; BORJA, R. Use of the Water Quality Index and Dissolved Oxygen Deficit as Simple Indicators of Watersheds Pollution. **Ecological Indicators.** v. 7, n. 2, p. 315-328. 2007.

SAUNDERS, R. J & WARFORD, J. J. **Abastecimento de Água em Pequenas Comunidades: aspectos econômicos e políticos nos países em desenvolvimento.** ABES/ CODEVASF/ BNH. Rio de Janeiro: 1983.

SEARS, F. W., ZEMANSK, M. W., YOUNG, H. D. **Física.** 2. ed. Rio de Janeiro: LTC, 1985. 439 p.

SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL (SNIS). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2010.** 2012. Disponível em: < http://midia.atp.usp.br/plc/plc0502/impressos/plc0502_extra_MinCidades_DiagnosticoSaneamento_AE2010.pdf > Acesso: 04 out. 2016.

SERVIÇO DE ÁGUAS E ESGOTOS DE NOVO HAMBRUGO (COMUSA). **Tratamento de água.** 2016. Disponível em: < <http://www.comusa.rs.gov.br/index.php/saneamento/tratamentoagua> > Acesso em: 04 out. 2016.

SENA, M.C.; ROCHA, S.R.A.G.; MARTINS, M.A.L.; CALLADO, N.H.; HARRY, N.M.M.M. Monitoramento da Qualidade da Água no Riacho das Águas do Ferro em Maceió/ AL. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16, 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005.

SOETHE, G. C. **Desinfecção de águas cinzas pelos métodos de cloração e radiação ultravioleta para fins de reúso não potável.** 2013. 70f. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

SOUSA, I.V.A.; SOUZA, R.O.; PAULINO, W.D. Cálculo do Índice de Qualidade de Água em Reservatórios Tropicais com Estudo de Caso no Acarape do Meio. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007. **Anais...** São Paulo: ABRH, 2007.

TERRA, L. G.; LOBLER, C. A.; SILVA, J. L.S. da. Estimativa da Vulnerabilidade à Contaminação dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Município de Santiago-Rs. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental.** v.10, n. 10, p. 2208-2218, JAN-ABR, 2013.

TROLEIS, A. L. **Estudos do Semiárido** /Adriano Lima Troleis e Ana Cláudia Ventura dos Santos. – 2. ed. – Natal. EDUFRN. 168p. 2011.

UNITED STATES Environmental Protection Agency - USEPA. **Alternative disinfectants and oxidants guidance manual**: 815-R-99-014. Washington D.C., 346p. 1999.

U. S. ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Design manual: Municipal Wastewater Disinfection**. EPA/625/1-86/021, Office of Research and Development, Water Engineering, Research Laboratory, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, OH, 1986.

U. S. ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Ultraviolet Disinfection – Technology Assessment**. EPA/832/R-92/004, Office of Wastewater Enforcement and Compliance, Washington, DC, 1992.

U. S. ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Wastewater Technology Fact Sheet: Chlorine Disinfection**. EPA/832/F-99/062, Office of Water, Washington, D.C., 1999.

VIEIRA, V. P. P. B.; FILHO, J. G. C. G. Água Doce no Semi-árido. **In: Águas Doces no Brasil**, 3ª ed. São Paulo-SP: Escrituras Editora, 2006. p. 481-505.

VOLKWEIS, D.S.H.; LAZZARETTI, J.; ELIS REGINA DE FÁTIMA BOITA, E.R.F.; BENETTI, F. Qualidade microbiológica da água utilizada na produção de alimentos por agroindústrias familiares do município de Constantina/RS. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. v. 19, n. 1, Ed. Especial, p. 18 – 26, 2015.

WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATIO. **Wastewater Disinfection – Manual of Practice FD-10**. 1. Ed. Alexandria – VA, 1996. 299p.

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 1º ed. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. 3. ed. Geneve, 2004. 509p.

WRIGTH, H.B. & CAIRNS, W.L. Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta. In: Simpósio Regional sobre Calidad del Agua: Desinfección Efectiva, Lima, Peru. **Anais...** 1998, 28 p.

WRIGHT, H. B. Comparison and validation of UV Dose Calculations for Low and medium pressure mercury arc lamps. **Water Environment Research**, vol. 72, n. 4, p. 439-443, 2000.

ZUFFO, A.C.; GENOVEZ, A.M. Método Multicriterial Utilizado como Indicador da Qualidade de Água. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA, 22, 2006, Ciudad de Guavana. **Anais...** Ciudad de Guavana, 2006.