



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

FERNANDA LIMA CAVALCANTE

**DESINFECÇÃO SOLAR DE ÁGUAS CINZA PARA APROVEITAMENTO
AGRÍCOLA NO SEMIÁRIDO-RN**

MOSSORÓ – RN
MARÇO DE 2017

FERNANDA LIMA CAVALCANTE

**DESINFECÇÃO SOLAR DE ÁGUAS CINZA PARA APROVEITAMENTO
AGRÍCOLA NO SEMIÁRIDO-RN**

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

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

Orientador: Prof. D. Sc. Rafael Oliveira Batista.

Co-orientador: Prof. D. Sc. Solange Aparecida Goularte Dombroski

MOSSORÓ – RN

MARÇO DE 2017

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semi-Árido.O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Catalogação de Publicação na Fonte. UFERSA - BIBLIOTECA CENTRAL ORLANDO
TEIXEIRA - CAMPUS MOSSORÓ

Setor de Informação e Referência

C376d	Cavalcante, Fernanda Lima. Desinfecção solar de águas cinza para aproveitamento agrícola no semiárido - RN Fernanda Lima Cavalcante. - 2017 194f. : il. Orientador: Rafael Batista Oliveira. Coorientadora: Solange Aparecida Goularte Dombroski. Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Manejo de Solo e Água, 2017. 1. Reator solar. 2. Resíduo líquido. 3. Agentes patogênicos. 4. Reúso na agricultura. I. Oliveira, Rafael Batista, orient. II. Dombroski, Solange Aparecida Goularte, co-orient. III. Título.
-------	---

FERNANDA LIMA CAVALCANTE

**DESINFECÇÃO SOLAR DE ÁGUAS CINZA PARA APROVEITAMENTO
AGRÍCOLA NO SEMIÁRIDO-RN**

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

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

APROVADA EM: 09/03/2017

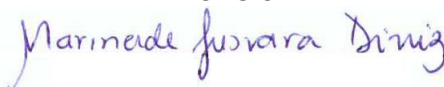
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista – UFRSA
Presidente



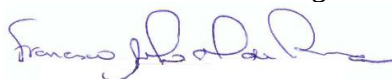
Prof.ª Dr.ª Solange Aparecida Goularte Dombroski-UFRSA
Membro



Prof.ª Dr.ª Marineide Jussara Diniz – UFRSA
Membro Externo ao Programa



Prof. Dr. Joel Medeiros Bezerra– UFRSA – Pau dos Ferros/RN
Membro Externo ao Programa



Prof. Dr. Francisco Angelo Gurgel da Rocha – IFRN - Mossoró/RN
Membro Externo à Instituição

AGRADECIMENTOS

A Deus por mais esta oportunidade em minha vida;

Aos meus pais, marido e filho, irmã e familiares, pelo amor, apoio, confiança e o crédito que sempre me dedicaram;

A Parceria com o Centro Feminista 8 de março que viabilizou a construção de um protótipo de estação de tratamento e aproveitamento agrícola de água cinza para a agricultura familiar, denominado de “Sistema Água Viva”, vencendo o prêmio nacional de Tecnologias Sociais, organizado pela Fundação Banco do Brasil, em novembro de 2015;

Ao orientador professor Rafael Oliveira Batista, pela oportunidade, confiança e ajuda constante nas diversas fases deste trabalho, além da grande contribuição a minha formação pessoal e acadêmica. Um exemplo de profissional dedicado e competente;

A professora Solange Aparecida Goularte Dombroski, por disponibilizar o laboratório de Saneamento ambiental, essencial para a realização da investigação experimental, e, principalmente por sua amizade;

Aos colegas participantes do projeto Bramar, Hérick Claudino Mendes, Danilo Isac Maia de Souza e Mariana Kummer, pela contribuição com as coletas e análises laboratoriais;

Ao arquiteto da UFERSA Ian Crisostomo Bezerra Dutra, pela ajuda na elaboração dos layouts da estação de tratamento;

Ao professor Joel Medeiros Bezerra pela contribuição com análise estatística multivariada;

Ao professor Rodrigo Sánchez Román e João Gabriel Thomaz Queluz pela contribuição com a análise de regressão;

Aos membros da banca examinadora, pelas correções e sugestões;

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água que de alguma maneira contribuíram para minha formação, nas disciplinas ministradas, na convivência e experiências transmitidas;

A Universidade Federal Rural do Semi-Árido e ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água (PPGMSA) pela oportunidade e contribuição à formação científica e pessoal;

Aos amigos e colegas de curso, em especial, Alex Pinheiro Feitosa, Daniela Costa Leite, Ketson Bruno da Silva, Ana Kaline da Costa, Ana Cláudia Medeiros, Andrezza Grasielly, pela amizade, incentivo e contribuições ao longo dessa caminhada;

E a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho, meu muito obrigada.

“Apesar dos nossos defeitos, precisamos enxergar que somos pérolas únicas no teatro da vida e entender que não existem pessoas de sucesso e pessoas fracassadas. O que existem são pessoas que lutam pelos seus sonhos ou desistem dele”.

Augusto Cury

RESUMO

A elevada incidência de doenças de veiculação hídrica nas áreas rurais brasileiras é atribuída a inadequação dos sistemas de esgotamento sanitário. O uso da radiação solar é uma alternativa de baixo custo, fácil operação e não utilização de produtos químicos na desinfecção de águas residuárias para fins de aproveitamento agrícola. Diante do exposto, o presente trabalho tem a finalidade desenvolver e validar um reator solar para desinfecção de águas cinza de áreas rurais no semiárido, visando o reúso agrícola do efluente. Os ensaios foram realizados na área experimental da Universidade Federal Rural do Semi-árido em Mossoró-RN. A estação de tratamento de águas cinza foi composta por tanque séptico, filtro anaeróbio e reator solar. No reator solar foram mantidas lâminas de águas cinza de 0,1 m, que ficaram expostas à radiação solar durante o período entre 8:00 às 16:00 h, e coletadas alíquotas a cada duas horas. Os ensaios experimentais foram realizados no período de julho a dezembro de 2015, no intuito de avaliar a eficiência da desinfecção solar por meio das análises de: pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais, turbidez, coliformes totais, *E.coli* e ovos de helmintos. Paralelamente, foram monitoradas, também, as seguintes variáveis ambientais: temperatura do ar e radiação solar global. Para enumeração dos ovos de helmintos foi empregada a técnica de Bailenger modificada, enquanto para determinação de coliformes fecais utilizou-se do método do Colilert. Os dados obtidos mediante procedimentos laboratoriais analíticos foram submetidos à estatística descritiva e análise de variância para todas as características analisadas. Utilizando-se ainda das ferramentas estatísticas multivariadas, como a análise de componentes principais e análise de agrupamento hierárquico, tal como da análise de regressão múltipla, possibilitou a elaboração de um modelo matemático que representou a inativação de patógenos através da desinfecção solar. O tempo de exposição solar de 8 horas não foi suficiente para redução do nível populacional de *E.coli* a ponto de permitir o reúso irrestrito para irrigação, necessitando de tempos de exposição prolongados ou redução nos valores de cor e turbidez do efluente. A análise de componentes principais promoveu a redução das 11 variáveis iniciais para 7 variáveis, explicando 79,46% da variância total. Já a análise de agrupamento hierárquico formou quatro grupos distintos, sendo determinantes a sazonalidade e o tempo de exposição solar à que as amostras foram submetidas. De acordo com a análise de regressão as variáveis mais importantes no processo de desinfecção solar foram a radiação solar acumulada e a condutividade elétrica.

Palavras-chave: Reator solar. Resíduo líquido. Agentes patogênicos. Reúso na agricultura.

ABSTRACT

The high incidence of waterborne diseases is attributed to the inadequacy of sanitary sewage systems in Brazilian rural areas. The use of solar radiation has low-cost, easy operation and do not use chemicals in wastewater disinfection for agricultural use. Given the above, this study aimed at developing and validating a solar reactor for the disinfection of gray water from rural areas in the semiarid region, aiming at the reuse of the effluent. The experiments were conducted in the experimental area of the Federal Rural University of the Semi-Arid region in Mossoró, state of Rio Grande do Norte. The gray water treatment plant consists of septic tank, anaerobic filter and solar reactor. In the solar reactor, 0.1 m layers of gray water were exposed to solar radiation during the period between 8:00 AM to 4:00 PM, and aliquots were taken every two hours. The experimental tests were performed from July to December 2015, in order to evaluate the efficiency of solar disinfection by means of pH, dissolved oxygen, temperature, electrical conductivity, total suspended solids, turbidity, total coliforms, *E. coli* and helminth eggs. At the same time, the following environmental variables were monitored: air temperature and global solar radiation. For enumeration of helminth eggs, we used the modified Bailenger technique. For determination of fecal coliforms, we used the Colilert method. Data were subjected to descriptive statistics and analysis of variance for all analyzed characteristics. Multivariate analysis such as principal component analysis and hierarchical cluster analysis were also applied. A multiple regression analysis proposed a mathematical model that represents the inactivation of pathogens through solar disinfection. The results showed that the 8-hour solar exposure time was not enough to reduce the *E. coli* population to the point of allowing unrestricted reuse in irrigation, requiring longer exposure times or reduction in effluent color and turbidity. Principal component analysis summarized the initial 11 variables to 7 variables, explaining 79.46% of the total variance. The analysis of hierarchical clustering indicated the formation of four distinct groups, with determinant influence of seasonality and the time of exposure to solar radiation. According to the regression analysis, the most important variables in the solar disinfection process were cumulative solar radiation and conductivity.

Key words: Solar reactor, Liquid residue, Pathogens, Reuse in agriculture.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Exemplos de opções para a redução de patógenos virais, bacterianos e protozoários através de diferentes combinações de medidas de proteção à saúde para carga de doenças tolerável $\leq 10^{-6}$ DALY ppa.....	18
Figura 2. Faixas da Radiação Eletromagnética: A-Espectro eletromagnético, B-espectro expandido da radiação ultravioleta.	30
Figura 3. Efeito germicida associado ao comprimento de onda ultravioleta	31
Figura 5. A - DNA duplo filamento B - efeito da radiação ultravioleta sobre a cadeia de DNA da bactéria, promovendo a formação de dímeros Timina - Timina, impedindo a formação de ligações de pontes hidrogênio entre o par Timina-Adenina dos filamentos.	36
Figura 7. Efeitos das partículas de matéria em suspensão na desinfecção por ultravioleta.	44
Figura 6. Efeito da turbidez e profundidade da água sobre a desinfecção solar.....	45
Figura 7. Concentrador solar montado com revestimento de papel alumínio.....	52
Figura 8. Ilustração conceitual mostrando o padrão temporal da inativação por radiação UV-A para células de <i>E.coli</i> em fase estacionária.....	62
Figura 9. Média anual de irradiação solar global.	72
Figura 10. Curva dose-reposta apresentando “ombro” e “cauda”.	77
Figura 11. Cinética de inativação por desinfecção ultravioleta.....	78
Figura 12. Localização da residência experimental, Upanema-RN.....	95
Figura 13. Vista superior do tanque séptico	96
Figura 14. Vista superior do filtro orgânico de fluxo descendente.....	97
Figura 15. Vista superior do reservatório de armazenamento.....	98
Figura 16. Componentes do sistema de tratamento de águas cinza.....	98
Figura 17. Croqui da área experimental com os componentes do sistema de tratamento de águas cinza e dimensões.....	99
Figura 18. Localização da área experimental na UFERSA, campus Mossoró-RN.....	100
Figura 19. Reator solar.....	101
Figura 20. Temperatura média, máxima e mínima mensal do ar, para o ano de 2015, Mossoró-RN.	102
Figura 21. Distribuição mensal da umidade relativa do ar (UR%) relacionada com a chuva para Mossoró, 2015.....	103
Figura 22. Velocidade média do vento (m.s^{-1}) mensal para Mossoró, ano de 2015.	104
Figura 23. Valores médios de radiação e radiação acumulada média mensal para o ano de 2015 em Mossoró.....	105
Figura 24. Sistema de desinfecção solar e procedimento de coleta.....	106
Figura 25. Variação da intensidade de radiação solar global instantânea (MJ.m^{-2}) durante o tempo de exposição das amostras para os dias de coleta.	111

Figura 26. Gráfico de box-plot para os dados de radiação solar global (MJ.m^{-2}) em função do horário de exposição solar.	112
Figura 27. Variação da temperatura do ar instantânea ($^{\circ}\text{C}$) durante o tempo de exposição à radiação solar nos dias de coleta.....	112
Figura 28. Gráfico de box-plot para os dados de temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) em função do horário de exposição solar.....	113
Figura 29. Gráfico de box-plot para os dados da radiação solar global (MJ.m^{-2}) em função dos meses em estudo.	115
Figura 30. Gráfico de box-plot para os dados de temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) em função dos meses em estudo.....	116
Figura 31. Valores médios e acumulados ao longo do dia, para a radiação solar diária, nos dias do experimento.	117
Figura 32. Estatística descritiva para os dados de temperatura, pH, OD, condutividade, turbidez, sólidos suspensos e cor em função do tempo de exposição solar.	120
Figura 33. Estatística descritiva para os dados de temperatura, pH, OD, condutividade elétrica, turbidez, sólidos suspensos e cor em função dos meses em estudo.	129
Figura 34. Densidades populacionais de <i>E. coli</i> para cada dia de coleta, em função do tempo de exposição solar.	136
Figura 35. Cinética de inativação de populações bacterianas expostas à radiação solar por dois dias consecutivos.....	138
Figura 36. Gráfico de autovalor para a determinação de componentes principais pelo critério do teste de Kaiser.....	145
Figura 37. Gráfico Biplot para as duas primeiras componentes principais - CP1 e CP2...	146
Figura 38. Gráfico biplot dos componentes principais (CP-1 e CP-2) para a desinfecção solar.	148
Figura 39. Dendrograma de agrupamento construídas a partir da matriz de distâncias euclidianas médias.	149
Figura 40. Gráfico de superfície da população remanescente de <i>E. coli</i> após a radiação solar (MJ.m^{-2}) da água cinza para diferentes concentrações de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), conforme a equação sigmóide.	156
Figura 41. Aspectos metodológicos da técnica do Colilert.....	181
Figura 42. Aspectos metodológicos da técnica de enumeração e identificação de ovos de helmintos.	183

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Monitoramento das águas residuárias domésticas e excretas, residual segundo diferentes tratamentos e metas de saúde para desempenho microbiano e de ovos de helmintos para uso na agricultura.	23
Tabela 2. Doses de radiação ultravioleta para inativação de alguns microrganismos patogênicos aos seres humanos.	59
Tabela 3. Quantidade de luz solar e UV-A artificiais de radiação (em kJ.m^{-2}) necessária para conseguir a perda de funções celulares individuais e culturabilidade em <i>S. typhimurium</i> e <i>E.coli</i>	61
Tabela 4. Tempo necessário e dose requerida para remoção de 4-log (99,99%) em função do modelo de inativação.	63
Tabela 5. Distribuição da irradiância solar que atinge o topo da atmosfera.	69
Tabela 6. Variáveis independentes e as interações entre as variáveis	80
Tabela 7. Resumo dos dados climáticos para Mossoró em 2015.	102
Tabela 8. Resumo dos dados climáticos para Mossoró em 2015.	104
Tabela 9. Principais momentos estatísticos da radiação solar global (MJ.m^{-2}) e temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$) em função do horário de exposição solar.....	113
Tabela 10. Principais momentos estatísticos da radiação solar global (MJ.m^{-2}) e temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$) em função dos meses em estudo.....	114
Tabela 11. Estatística descritiva das características físico-químicas em função do tempo de exposição solar	119
Tabela 12. Estatística descritiva para as características físico-químicas em função dos meses em estudo.....	128
Tabela 13. Resultados da estatística descritiva para os coliformes totais e <i>E.coli</i> através da desinfecção solar em função do tempo de exposição solar	132
Tabela 14. Resultados da estatística descritiva dos coliformes totais e <i>E.coli</i> para os meses de coleta em função do tempo de exposição solar.....	135
Tabela 15. Características climatológicas, físico-químicas e bacteriológicas para as amostras de águas cinza do mês de dezembro, datas 09/12/2015 e 10/12/2015.....	141
Tabela 16. Matriz de correlação entre as variáveis físico-químicas e microbiológicas, destacando-se as correlações consideradas significativas com um nível de significância $\alpha=0,05$ para o modelo de análise dos componentes principais.....	142
Tabela 17. Resumo das correlações	143
Tabela 18. Autovalores e autovetores para a desinfecção solar nos três componentes principais selecionados.....	144
Tabela 19. Valores médios e teste de Scott-Knott das variáveis em estudo para os grupos definidos pela técnica de AAH.	151
Tabela 20. Interpretação dos resultados de AAH	152
Tabela 21. Modelos ajustados com regressão linear e seus respectivos valores de R^2	153
Tabela 22. Comparação entre os modelos e as variáveis independentes	153

Tabela 23. Características físico-químicas das águas cinza bruta e tratada, ao longo do período experimental.....	186
---	-----

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Características físicas das águas cinza em diversas localidades.	6
Quadro 2. Características químicas das águas cinza em diversas localidades - características diversas	9
Quadro 3. Características químicas das águas cinza- compostos nitrogenados, fosfatados e sulfato em diversas localidades	10
Quadro 4. Características microbiológicas das águas cinza, em diversas localidades.	12
Quadro 5. Diretrizes e padrões de reutilização de águas residuárias - USEPA	16
Quadro 6. Valores de monitoramento (<i>E. coli</i> por 100 mL na água residuária tratada) para os vários níveis de tratamento de águas residuárias nas opções de A - H	17
Quadro 7. Características das águas residuárias domésticas e respectivos efeitos na desinfecção por ultravioleta.	43
Quadro 8. Classificação dos microrganismos baseados na temperatura.....	49
Quadro 9. Resistência térmica dos microrganismos.	54
Quadro 10.Redução de alguns agentes patogênicos aplicando SODIS (durante 6 horas à 40 °C)	68
Quadro 11. Fatores que influenciam a inativação microbiana por desinfecção solar da água	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAH- Análise de Agrupamentos hierárquicos

ACP- Análise dos Componentes Principais

AIC - Akaike Information Criterion

AQRM- Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico

BIC - Bayesian Information Criterion

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CT- Coliformes totais

CTer - Coliformes termotolerantes

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DNA - Ácido desoxirribonucleico

DQO - Demanda Química de Oxigênio

E.coli - *Escherichia coli*

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDEMA - Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte

IMTA - Instituto Mexicano de Tecnologia de Água

INMET- Instituto Nacional de Meteorologia,

LACAM - Laboratório de Catálise, Ambiente e Materiais

LASAM - Laboratório de Saneamento Ambiental

LASAP - Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta

NMP - Número Mais Provável

OD- Oxigênio Dissolvido

PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

ROS - Reactive Oxygen Species - Espécies Reativas de Oxigênio.

SANDEC- Departamento de Higiene de Povoamento em Países Subdesenvolvidos

SISVAR - Sistema de Análises de Variâncias

SODIS - Solar Disinfection (Desinfecção solar)

SST- Sólidos Suspensos Totais

UERN - Universidade Estadual do Rio Grande do Norte

UFC - Unidade Formadora de Colônia

UFERSA - Universidade Federal Rural do Semi-Árido

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

UNICEF - Fundo das Nações Unidas para a Infância

UNT - Unidade Nefelométrica de Turbidez.

USEPA- United States Environmental Protection Agency

UV- Radiação Ultravioleta

WHO - World Health Organization (OMS- Organização Mundial de Saúde)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 AS ÁGUAS CINZA	4
2.1.1 Características físicas das águas cinza	5
2.1.2 Características químicas das águas cinza.....	7
2.1.3 Características microbiológicas das águas cinza.....	11
2.1.4 Tratamento das águas cinza.....	13
2.1.5 Reúso das águas cinza	15
2.2 ORGANISMOS INDICADORES DA DESINFECÇÃO.....	22
2.2.1. Coliformes totais e termotolerantes.....	24
2.2.2 Ovos de helmintos	25
2.3 DESINFECÇÃO SOLAR: UMA ABORDAGEM GERAL	26
2.4 ESPECTRO ELETROMAGNÉTICO E RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA.....	29
2.5 PRINCÍPIOS BÁSICOS DE ÓPTICA E RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA.....	32
2.6 EFEITOS DA RADIAÇÃO SOLAR NOS MICRORGANISMOS	35
2.7 REPARAÇÃO DOS DANOS FOTOQUÍMICOS.....	38
2.8 FATORES QUE INFLUENCIAM A DESINFECÇÃO SOLAR.....	41
2.8.1 Características das águas residuárias.....	42
2.8.2 Presença de oxigênio	47
2.8.3 Temperatura e tempo de exposição solar	48
2.8.4 Dose de radiação ultravioleta.....	59
2.8.5 Efeito da radiação ultravioleta em relação ao tipo de organismo	63
2.8.6 Distribuição da radiação solar e condições climáticas	68
2.8.7 Influência de vários fatores na desinfecção solar	73
2.9 LIMITAÇÕES DA RADIAÇÃO SOLAR PARA DESINFECÇÃO DE EFLUENTES	73
2.10 MODELOS DESENVOLVIDOS PARA DESINFECÇÃO SOLAR	76
2.11 ESTATÍSTICA MULTIVARIADA.....	86
2.11.1 Análise de Componentes Principais (ACP)	87
2.11.2 Análise de Agrupamento (AA).....	90
2.11.3 Regressão múltipla	93
3 MATERIAL E MÉTODOS	95
3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZA.....	95
3.2 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE DESINFECÇÃO SOLAR	99

3.2.1 Procedimento de coleta para avaliação do sistema de desinfecção solar....	105
3.2.2 Monitoramento do sistema de desinfecção solar	105
3.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	108
3.3.1 Estatística descritiva.....	108
3.3.2 Estatística multivariada	108
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	111
4.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA E ANÁLISE DE VARIÂNCIA-ANOVA	111
4.1.1 Variáveis climatológicas.....	111
4.1.2 Variáveis físico-químicas	118
4.1.3 Variáveis microbiológicas	132
4.2 ESTATÍSTICA MULTIVARIADA.....	142
4.2.1 Análise de componentes principais- ACP.....	144
4.2.2 Análise de agrupamento hierárquico	149
4.2.3 Análise de regressão múltipla	153
5 CONCLUSÕES.....	159
REFERÊNCIAS.....	161
APÊNDICE 1	180
APÊNDICE 2	185
APÊNDICE 3	189

1 INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios do Brasil refere-se à melhoria do saneamento básico fornecido a sua população. Entre os serviços de saneamento básico, o esgotamento sanitário é o que tem menor presença nos municípios brasileiros. Em relação às zonas rurais, esse déficit é atribuído, entre outros aspectos, a dificuldade de acesso ao conhecimento e aos profissionais especializados, necessários à implantação de tecnologias e soluções em tratamento de águas residuárias domésticas, garantindo a qualidade de vida às famílias.

Dados do IBGE (2010) evidenciam que 24 milhões de brasileiros não possuem rede de abastecimento de água em seus domicílios e 34,8 milhões de brasileiros residem em residências sem rede coletora de água residuária doméstica. Este problema se estende a todas as regiões do país e a população rural é a mais afetada.

Ainda segundo dados do IBGE (2010), cerca de 73% dos domicílios sem água potável estão localizados em áreas rurais, sendo a incidência de domicílios sem banheiro ou sanitários três vezes maior nas áreas rurais em relação aos da área urbana. Enquanto, 89% dos domicílios urbanos recebiam, em 2008, coleta direta de resíduos sólidos, na área rural, 70% não dispunham de qualquer tipo de solução para seus resíduos.

Diante deste cenário, visando contemplar tais crescentes demandas de água de qualidade, aliada à necessidade de conservação da qualidade dos recursos hídricos, tem-se proporcionado a busca de novas técnicas ou mesmo o aperfeiçoamento das já existentes, para o tratamento de efluentes, antes de lançá-los no ambiente ou para seu aproveitamento.

As tecnologias convencionais de tratamento de efluentes são eficientes. No entanto, seu elevado custo de implantação e operação dificulta a utilização dessas unidades de tratamento principalmente nas zonas rurais, onde a maioria das residências são distantes uma das outras, o que inviabiliza, na maioria dos casos, a adoção de sistemas coletivos de tratamento de efluentes domésticos.

É bastante comum em habitações no meio rural, a segregação dos efluentes domésticos, sendo as fezes e a urina encaminhadas, normalmente, a uma fossa negra e o restante (águas cinza) disposto, diretamente, no solo, ou até mesmo utilizado para irrigação de culturas, levando a discussão a respeito de tecnologias de tratamento e uso desses efluentes.

Segundo Chanakya & Khuntia (2014), a água cinza é um componente das águas residuárias domésticas sem a presença de fezes humanas, representando cerca de 2/3 do volume total das águas residuárias domésticas geradas.

Quando devidamente tratadas, as águas cinza apresentam grande potencial de reúso para fins não potáveis, podendo resultar na economia de água potável, energia elétrica e menor geração de resíduo líquido (Gonçalves et al., 2003).

Segundo May (2008), o grande potencial de reutilização das águas cinza pode ser atribuído ao seu baixo teor de poluentes, quando comparado às demais águas residuárias domésticas. Além de que, o uso das águas residuárias em regiões do nordeste brasileiro tem sido apontada como uma das técnicas de convivência com a seca, já que nessas localidades existe escassez de água e o período chuvoso possui duração de aproximadamente três meses (Sousa et al., 2006).

Visando promover a remoção de patógenos, a desinfecção solar é uma técnica que vem sendo estudada e aplicada para garantir um tratamento adequado às águas cinza em países em desenvolvimento, ou até mesmo em áreas rurais, possibilitando o reúso.

Além de ser uma opção de tratamento de baixo custo, não necessita de recursos tecnológicos e operacionais significativos, pois utiliza o sol, como fonte de radiação ultravioleta e calor. Sendo perfeitamente aplicável para reduzir o nível populacional de agentes patogênicos estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde - OMS (WHO, 2006a) para irrigação de cultivos agrícolas sem restrições ($< 1000 E.coli$ por 100 mL de efluente tratado e < 1 ovo de verme por litro de efluente tratado).

A utilização de energia solar como proposta de desinfecção de águas na região semiárida torna-se promissora uma vez que se encontra entre as latitudes 15° norte e 35° sul e recebe alto índice de radiação ultravioleta por ano, além das mais de três mil horas anuais de sol, ao mesmo tempo em que o efeito sinérgico (ação conjunta das radiações ultravioleta e infravermelha) dessas duas faixas de radiação eleva a eficiência da técnica de desinfecção solar de águas residuárias (SODIS, 2003a).

Neste contexto, objetivou-se neste trabalho, desenvolver e validar um reator solar para desinfecção de águas cinza oriundas de ambientes rurais do semiárido, visando o uso agrícola.

Como objetivos específicos, almejou-se:

a) Avaliar a eficiência da radiação solar na inativação dos coliformes totais, *E.coli* e ovos de helmintos;

b) Analisar a influência das características: temperatura, radiação solar, pH, cor, turbidez, sólidos suspensos e oxigênio dissolvido, na inativação dos microrganismos no processo de desinfecção solar;

c) Identificar as variáveis de maior influência na variabilidade da qualidade das águas cinza;

d) Verificar as similaridades das amostras de águas cinza, com base em suas características físico-química e microbiológicas; e,

e) Obter um modelo matemático que correlacione à inativação de *E.coli* com as características físico-químicas das águas cinza e os fatores ambientais, radiação solar e temperatura.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 AS ÁGUAS CINZA

As águas cinza são definidas como águas residuárias domésticas, originadas nos chuveiros, banheiras, lavatórios, pias de cozinha e lavanderias (Shamabadi et al., 2015).

Segundo Chanakya & Khuntia (2014), a água cinza é um componente das águas residuárias domésticas sem a presença de fezes humanas, representando cerca de 2/3 do volume total das águas residuárias domésticas geradas.

De acordo com Leal et al. (2011) estima-se que as águas cinza sejam responsáveis por até 75% do volume das águas residuárias produzidas pelas famílias. Estes efluentes por apresentarem menor potencial de poluição, desde que recebam tratamento adequado, tem recebido cada vez mais atenção com vistas ao reúso não potável.

O volume de águas cinza gerado depende do consumo total de água, do padrão de vida, dos hábitos dos residentes e das perdas devidas à absorção ou evaporação (Ghaitidak & Yadav, 2013).

Segundo Li et al. (2009) constataram que o volume típico de água cinza gerado, diariamente, por uma pessoa oscilou de 90 a 120 L, dependendo do estilo de vida, estruturas populacionais (idade, sexo), costumes e hábitos, instalações de água e da disponibilidade de água. No entanto, em comunidades de baixa renda e com escassez hídrica ou que se utilizem da captação da água pluvial, o volume de águas cinza reduz para uma faixa de geração de 20 a 30 L por pessoa por dia.

Segundo Fountoulakis et al. (2016), as águas cinza representam 50 a 70% da água consumida total, e contém apenas 30% da fração orgânica, e de 9 a 20% de nutrientes, tornando-se assim uma boa fonte para a reutilização da água.

A qualidade da água cinza dependerá das atividades domésticas realizadas. A sua composição será variável, influenciada por fatores tais como o estilo de vida, costumes, instalações, uso e quantidade de produtos químicos domésticos (May, 2008).

Além das atividades domiciliares, Erikson et al. (2002), apontam fatores como a qualidade da água de abastecimento, o tipo de rede de distribuição desta e das águas cinza, incluindo a influência da lixiviação nas tubulações e processos bioquímicos decorrentes da formação de biofilmes. Em consequência da conjunção destes fatores, as características próprias das águas cinza sofrem ampla variação.

Estudos realizados no Brasil e no exterior evidenciaram que as águas cinza contêm elevados valores de turbidez, matéria orgânica, sulfatos, bem como moderada contaminação por material fecal (Ottoson & Stenstrom, 2003; Gonçalves et al., 2006; Feitosa et al., 2011), o que causa consideráveis impactos negativos ao ambiente. Além disso, Li et al. (2009) e Jordão e Pessoa (2011) comprovaram, também, a presença de compostos orgânicos biodegradáveis na composição das águas cinza.

Mesmo não possuindo contribuições dos vasos sanitários, o conteúdo de matéria orgânica e inorgânica presente nas águas cinza é bastante significativo em relação às demais águas residuárias domésticas. As águas cinza possuem em sua composição resíduos de alimentos, óleos e gorduras, resíduos corporais, materiais de limpeza de utensílios domésticos e roupas, além de materiais de higienização pessoal (Feitosa et al., 2011). Já a matéria inorgânica provém, principalmente, dos produtos químicos e detergentes utilizados para limpeza (Gonçalves et al., 2006; May, 2008).

Em alguns casos específicos, as concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO) podem até superar as concentrações características das águas residuárias domésticas concentradas (Jordão & Pessoa, 2011).

Segundo Halalsheh et al. (2008) averiguaram que o baixo consumo de água em áreas rurais, juntamente com os costumes existentes, resultou em águas cinza concentradas com valores médio de DQO, DBO, SST¹ de 2,568 mg L⁻¹, 1,056 mg L⁻¹ e 845 mg L⁻¹, respectivamente. A geração de águas cinza média foi de 14 L.habitante.d⁻¹, com alta carga orgânica e concentrações de amônio extremamente elevadas.

Desta forma, faz-se necessário o conhecimento prévio da caracterização das águas cinzas, possibilitando realizar um manejo voltado ao reuso agrícola, o que inclui suas características físicas, químicas e microbiológicas.

2.1.1 Características físicas das águas cinza

Para Eriksson et al. (2002) as características relevantes das águas cinza são a temperatura, cor, turbidez e conteúdo de sólidos suspensos totais.

As águas cinza podem ter uma carga elevada de material orgânico facilmente degradado, o que pode favorecer o crescimento de bactérias entéricas (Ottoson & Stenstrom, 2003).

¹ SST- Sólidos suspensos totais

De maneira geral, as águas cinza apresentam turbidez e concentração de sólidos suspensos totais bastante elevadas, em que resíduos de alimentos, cabelos e fibras de tecidos são alguns exemplos de material sólido presente nas águas cinza (Gonçalves et al., 2006).

As medições de turbidez e sólidos suspensos totais fornecem algumas informações sobre o conteúdo de partículas e colóides que poderiam induzir ao entupimento das instalações, tais como a tubulação usada para o transporte ou até mesmo os filtros de areia usado para o tratamento das águas cinza (Bazzarella et al., 2005).

Quando comparada ao esgoto doméstico, a água cinza possui concentrações médias de SST, semelhantes às de um esgoto, da ordem de 230 mg.L⁻¹ (Jordão & Pessoa, 2011).

Para compor o Quadro 1 de características físicas das águas cinza, estudos de diversos autores foram reunidos, considerando as águas cinza misturadas, ou seja, águas provenientes de chuveiro, pia de cozinha, lavatório e lavanderia. As pesquisas da UFSC² integram estudos realizados pela rede PROSAB³, sob coordenação de Gonçalves et al., (2006), abrangendo diversas localidades.

Quadro 1. Características físicas das águas cinza em diversas localidades.

Referência	Local	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	SST (mg.L ⁻¹)	Cor (uC)	Turbidez (UNT)
Burnat & Mahmad (2004)	Palestina		94-181		
Jeffersson et al. (2004)	Inglaterra-Bedfordshire		100		100,6
Bazzarella et al. (2005)	Vitória-Brasil	430,3	134		166
Gross et al. (2005)	Israel	1400	138		
Jenssen et al. (2005)	Malásia		75		
Philippi et al. (2005)	Florianópolis-Brasil		323	379	
Bazzarella & Gonçalves (2006)	Vitória- Brasil		70-220		90-285
Pesquisa UFSC (2006)	Santa Catarina-Brasil		25-35		2-583
Gross et al. (2007)	Israel	1000-1300	85-285		
Halalsheh et al. (2008)	Jordânia	1830	845		
Winward et al. (2008)	Inglaterra-Bedfordshire		29-93		19,6-67,4
Li et al. (2009)	Alemanha-Hamburgo		25-183		29-375
Paulo et al. (2009)	Campo Grande - Brasil		220		254
Maimon et al. (2014)	Israel	1100	53,1		

Nota: Fonte de água cinza misturadas (Chuveiro, pia de cozinha, lavanderia); CE - condutividade elétrica; SST - Sólidos suspensos totais; Cor- cor do líquido e UNT - Unidade nefelométrica de turbidez.

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

² UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

³ PROSAB- Programa de Pesquisas em Saneamento Básico

2.1.2 Características químicas das águas cinza

As características químicas estão divididas de acordo com o tipo de composto presente.

- Compostos orgânicos

O valor de DBO e de DQO indicam o risco de depleção de oxigênio, devido à degradação da matéria orgânica dentro da rede de transporte e durante o armazenamento. Em que a maior parte da DQO é derivada dos produtos químicos utilizados nas residências, como produtos de limpeza e detergentes. Espera-se, então, que os níveis de DQO sejam próximos aos encontrados para o esgoto doméstico convencional, enquanto que para as concentrações de DBO esperam-se valores mais baixos (Eriksson et al., 2002).

A revisão da literatura conduzida por Li et al. (2009) ressalta que todos os tipos de água cinza apresentam boa biodegradabilidade em termos de taxa de DBO_5^4/DQO .

Em estudo desenvolvido por Jefferson et al. (2004) sobre a caracterização de águas cinza observaram uma concentração orgânica altamente variável com valores semelhantes à águas residuárias municipais até valores de um esgoto terciário, apresentando também uma alta relação de DBO_5/DQO

Já Leal et al. (2007) concluíram que a razão de DBO_5/DQO nas águas cinza é de aproximadamente 0,50, indicando um bom potencial para tratamento biológico.

Para Friedler et al. (2004) as maiores concentrações de poluentes foram, geralmente, encontradas em água cinza proveniente da máquina de lavar roupa, máquina de lavar louça e pia da cozinha com DQO e DBO em concentrações da ordem de várias centenas de $mg.L^{-1}$.

- Compostos nitrogenados e fosforados (nutrientes)

Com relação aos nutrientes, as concentrações de nitrogênio total nas águas cinza são mais baixas do que no esgoto convencional, com concentrações de 0,6 à 74 e 20 à 80 ($mg.L^{-1}$), respectivamente (Eriksson et al., 2002).

Os efluentes provenientes da cozinha, são quem mais contribui para os níveis de nitrogênio nas águas cinza, com concentrações de 40 à 74 $mg.L^{-1}$ (Eriksson et al., 2002).

⁴ DBO_5^{20} , e corresponde ao oxigênio consumido na degradação da matéria orgânica, a uma temperatura média de 20 °C durante 5 dias.

Além do nitrogênio, as águas cinza da cozinha, também, contribuem com os valores mais altos de matéria orgânica, sólidos suspensos e turbidez, quando comparado aos outros fluxos de águas cinza de uma residência (Eriksson et al., 2002). Para Li et al. (2009), as águas cinza oriundas das pias de cozinha e lava-louças são as que mais contribuem com substâncias orgânicas biodegradáveis e nitrogênio (Li et al., 2009).

Já para o fósforo, sua principal fonte são os detergentes, principalmente em locais onde, ainda, é permitido o uso de detergentes contendo fosfatos (Eriksson et al., 2002). Isso explica o fato de que os valores de fósforo encontrados nas amostras de águas cinza que provem da máquina de lavar roupas são maiores que os valores encontrados em amostras do chuveiro e do lavatório (May, 2008). Em locais onde o uso desses detergentes não é permitido, o conteúdo de fósforo nas águas cinza tende a ser 70% menor (Otterpohl, 2001).

- Compostos de enxofre

Os compostos de enxofre encontram relação, direta, com a formação de odores desagradáveis onde há geração de águas cinza. A formação do gás sulfídrico (H_2S) é o principal fator responsável pelos odores desagradáveis, o que ocorre naturalmente em ambientes redutores. Entretanto, as condições ideais para a produção de sulfetos não se encontram presentes logo que as águas cinza são produzidas, o que resulta em concentrações bastante baixas desse composto. Essas concentrações podem aumentar, significativamente, em virtude das elevadas concentrações de sulfato, oriundo de sabões e detergentes, e da decomposição de matéria orgânica (Gonçalves et al., 2006).

Os Quadros 2 e 3 contemplam características químicas das águas cinza reunidas por autores de diversas localidades.

Quadro 2. Características químicas das águas cinza em diversas localidades - características diversas

Referência	Local	pH	OD (mgL ⁻¹)	DBO ₅ (mgL ⁻¹)	DQO (mgL ⁻¹)	Cloreto (mgL ⁻¹)	Óleos e graxas (mgL ⁻¹)
Li et al. (2003)	Alemanha			73-142			
Burnat & Mahmud et al. (2004)	Palestina	6,6 - 7,4	5,2 - 6,5	222-375		180-220	
Jeffersson et al. (2004)	Inglaterra- Bedfordshire	7,47		146	451		
Bazzarella et al. (2005)	Vitória-Brasil	7,05	6,5	571	857	53,3	101,3
Gross et al. (2005)	Israel	6,7		270	686		
Jenssen et al. (2005)	Malásia			128	212		
Philippi et al. (2005)	Florianópolis- Brasil	7,1		387	451		
Bazzarella & Gonçalves (2006)	Vitória-Brasil	6,0-7,6	5,5 - 7,6	425-725	190-1331	20-100	51,5-217,8
Pesquisa UFSC (2006) Prosab	Santa Catarina- Brasil	7-8,9	1,5 - 4,6	24-808	36-921	17-78,1	
Vinneras et al. (2006)	Suécia			260	520		
Gross et al. (2007)	Israel	6,3-7		280-688			
Leal et al. (2007)	Holanda - Groningen			215	425		
Halalsheh et al. (2008)	Jordânia	6,35		1056	2568		
Winward et al. (2008)	Inglaterra- Bedfordshire			20-164	87-495		
Li et al. (2009)	Alemanha- Hamburgo	6,3-8,1		47-466	100-700		
Paulo et al. (2009)	Campo Grande - Brasil			435	600-850		
Leal et al. (2011)	Holanda - Sneek				724		
Maimon et al. (2014)	Israel	7,6		117,3			

Nota: Fonte de água cinza- misturadas (Chuveiro, pia de cozinha, lavanderia); pH - Potencial hidrogeniônico; OD - Oxigênio Dissolvido; DBO₅ - Demanda bioquímica de oxigênio; DQO - Demanda química de oxigênio; Cl⁻ - Cloreto; Óleos e graxas.

Quadro 3. Características químicas das águas cinza- compostos nitrogenados, fosfatados e sulfato em diversas localidades

Referência	Local	N _{total} (mgL ⁻¹)	P _{Total} (mgL ⁻¹)	NTK (mgL ⁻¹)	Nitrato (mgL ⁻¹)	Amônia (mgL ⁻¹)	Sulfato (mgL ⁻¹)
Li et al. (2003)	Alemanha	8,7-13,1	6,8-9,2				
Burnat & Mahmad (2004)	Palestina		15-17	16-17		7-12	
Jefferssonet al. (2004)	Inglaterra- Bedfordshire			8,73			
Bazzarella et al. (2005)	Vitória-Brasil		9	6,6	0,46	1,9	305,1
Gross et al. (2005)	Israel	14	18				
Jenssen et al. (2005)	Malásia	37	2,4	22,2			
Bazzarella & Gonçalves (2006)	Vitória- Brasil	2,3-11,2	1,1-13,2	2,33-11,2	0,19-0,98	0,9-4,1	121-377
Gonçalves et al. (2006)	Santa Catarina- Brasil		0,3-27,8	3-33,6	0-1,46	0,2-12	8,3-32,4
Vinneras et al. (2006)	Suécia	13,6	5,2				
Gross et al. (2007)	Israel	25-45	17,2-27		0-5,8	0,1-0,5	
Leal et al. (2007)	Holanda - Groningen	17,2	5,7				
Halalshehet al. (2008)	Jordânia		19,5	128		75	89
Li et al. (2009)	Alemanha- Hamburgo	1,7-34,3	0,11-23				
Paulo et al. (2009)	Campo Grande - Brasil		5,6			13,3	
Leal et al. (2011)	Holanda - Sneek	26,3	7,2		0,77		

Nota:Fonte de água cinza misturadas (Chuveiro, pia de cozinha, lavanderia); N_{total} - nitrogênio total; P_{total} - fósforo total; NTK- nitrogênio total Kjeldahl; Amônia; Sulfato

- Outros componentes

O pH nas águas cinza depende, basicamente, do pH e alcalinidade da água de abastecimento. Entretanto, alguns produtos químicos utilizados podem contribuir para o aumento do mesmo. Os maiores valores de pH observado nas águas cinza são oriundos das lavanderias, demonstrando que as utilizações de produtos químicos são de suma importância. Além disso, as medidas de alcalinidade e dureza (de maneira similar às de turbidez e sólidos suspensos) dão alguma informação a respeito do risco de entupimento das tubulações (Eriksson et al., 2002).

Alguns produtos químicos são esperados que estejam presentes nas águas cinza, constituindo um grupo heterogêneo de compostos, formados por produtos de perfumaria, higiene pessoal e doméstica. O efluente da cozinha, ainda, possui óleos e gorduras, chá, café, amido solúvel, glicose, entre outros (Eriksson et al., 2002). Já na lavanderia, diferentes tipos

de detergentes, alvejantes e perfumes são utilizados. Dentro de toda essa gama de substâncias, os principais compostos dentre os utilizados para uso doméstico, são os surfactantes (ex: não-iônico, aniônico e anfóteros) utilizados em detergentes e produtos de higiene pessoal (Eriksson et al., 2002).

O teor de metais é, em geral, baixo, sendo originário da própria água, da corrosão do sistema de tubulação, podendo ser afetado pelo comportamento humano, tais como o uso de tinturas, xampus, utilizados no agregado familiar (Ridderstolpe, 2004).

2.1.3 Características microbiológicas das águas cinza

No que diz respeito às características microbiológicas, embora as águas cinza não possuam contribuições dos vasos sanitários, de onde provém a maior parte dos microrganismos patogênicos, algumas atividades como limpeza das mãos, após o uso do toalete, lavagem de roupas fecalmente contaminadas (fraldas de bebês), banho e manipulação de alimentos crus, são algumas das possíveis fontes desses agentes microbiológicos nas águas cinza (Ottoson & Stenstrom, 2003; May, 2008).

Embora a urina não deva estar presente, tem sido notado que, de tempos a tempos, são encontrados vestígios de urina presente em águas cinza a partir dos chuveiros. A urina é geralmente ausente de microrganismos patogênicos e inofensiva, mas algumas infecções causadas por patógenos podem ser transmitidas através da urina. Os patógenos veiculados pela urina com maior frequência são: esquistossomose urinária (*Schistosoma haematobium*), a febre tifóide (*Salmonella typhi*) e leptospirose (*Leptospira*) (Feachem et al., 1980).

Benami et al. (2016) pesquisaram os agentes patogênicos associados às águas cinza e seus efeitos potenciais, através de uma ampla revisão de literaturas dos últimos 30 anos. Segundo os autores, as águas cinza podem conter uma variedade de organismos prejudiciais, cujos tipos e números variam de acordo com o tipo de fonte, o tempo de armazenamento e o nível sanitário da população.

Assim, as águas cinza podem representar riscos para a saúde e exibem efeitos negativos ao ambiente e efeitos estéticos, especialmente em climas quentes, onde a temperatura elevada do ambiente aumenta a degradação da matéria orgânica e favorece o recrescimento dos microrganismos (Ottoson, 2003).

Segundo Friedler (2004), o nível populacional de coliformes termotolerantes pode variar de 10^4 a 10^8 NMP/100 mL⁻¹, já que o crescimento de bactérias entéricas na água cinza é favorecido pela presença de matéria orgânica facilmente degradável, desta forma

representando um dilema quando o tratamento e reutilização são considerados, pois, a alta concentração de coliformes fecais, juntamente com matéria orgânica e nutrientes pode levar a efeitos estéticos negativos e maior potencial de recrescimento de patógenos contribuindo com risco à saúde.

Segundo a WHO (2006b), as águas cinza por conterem concentrações consideráveis de compostos orgânicos facilmente degradáveis, favorece o crescimento dos indicadores fecais. Cohim & Kiperstock (2007) relatam que o recrescimento verificado nas águas cinza é decorrente da elevada concentração de matéria orgânica e a rápida mudança para o estado de anaerobiose.

Este fato tem levado a uma superestimativa do risco envolvido no reúso de águas cinza. Os testes para estes indicadores microbiológicos podem, por conseguinte, produzir resultados falsos-positivos, levando um aumento da ordem de 1000 NMP.100mL⁻¹ para *E.coli* (WHO, 2006b).

O Quadro 4 apresenta as concentrações bacteriológicas encontradas na literatura para águas cinza provenientes de chuveiro, pia de cozinha e lavanderia, em diversas localidades.

Quadro 4. Características microbiológicas das águas cinza, em diversas localidades.

Referência	Local	Coliforme total	Coliforme fecal	<i>E. coli</i>
Jeffersson et al. (2004)*	Inglaterra-Bedfordshire	7,39E+03 UFCmL ⁻¹		2,02E+03 UFCmL ⁻¹
Bazzarella et al. (2005)	Vitória-Brasil	6,14E+04 NMP100mL ⁻¹		3,25E+04 NMP100mL ⁻¹
Gross et al. (2005) *	Israel		1,00E+05 - 1,00E+06 UFCmL ⁻¹	
Bazzarella & Gonçalves (2006)	Vitória- Brasil	2,90E+04 - 1,00E+05 NMP100mL ⁻¹		1,00E+04 - 1,30E+05 NMP100mL ⁻¹
Gonçalves et al. (2006)	Santa Catarina- Brasil	2,40E+03 - 2,42E+05 NMP100mL ⁻¹		0 - 2,42E+05 NMP100mL ⁻¹
Gross et al. (2007) *	Israel		9,00E+04 - 1,00E+08 UFCmL ⁻¹	
Halalsheh et al. (2008)	Jordânia	1,00E+07 NMP100mL ⁻¹	3,00E+05 NMP100mL ⁻¹	2,00E+05 NMP100mL ⁻¹
Winward et al. (2008)	Inglaterra-Bedfordshire			1,00E+02 - 6,30E+03 NMP100mL ⁻¹
Li et al. (2009) *	Alemanha-Hamburgo	56 - 8,03E+07 UFCmL ⁻¹	0,1 - 1,50E+08 UFCmL ⁻¹	
Paulo et al. (2009)	Campo Grande - Brasil	5,40E+08 NMP100mL ⁻¹	5,40E+06 NMP100mL ⁻¹	
Maimon et al. (2014) *	Israel			2,00E+04 UFCmL ⁻¹

Nota: *os autores Jeffersson et al. (2004), Li et al. (2009), Maimon et al. (2014), Gross et al. (2007) e Gross et al. (2005), apresentaram os dados microbiológicos na unidade de UFC100mL⁻¹, os demais na unidade NMP100mL⁻¹. Fonte de água cinza- misturadas (Chuveiro, pia de cozinha, lavanderia); Coliforme total; coliforme fecal; *E.coli*.

2.1.4 Tratamento das águas cinza

Nas áreas rurais, o tratamento das águas cinza raramente é um grande problema. Os volumes de águas cinza além de serem pequenos, seu conteúdo de substâncias perigosas para o ambiente ou infecciosas é geralmente baixo. Sendo que as águas cinza podem ser infiltradas no solo ou reutilizadas. Já nas áreas urbanas, a situação é diferente, em que o consumo de água e a utilização de produtos químicos são bem maiores, além de que o espaço para o tratamento das águas cinza, geralmente, é limitado. Dessa forma, aumentam os riscos de problemas ambientais e do contato humano com águas em condições não saudáveis (Ridderstolpe, 2004).

Devido à qualidade variável da água cinza pós-tratamento e às suas várias aplicações em reuso (lavagem, jardinagem, agricultura, etc.), é importante enfatizar a necessidade de desenvolver diferentes tecnologias que visem necessidades específicas de qualidade de água cinza e suas respectivas finalidades de reutilização (Benami et al., 2016).

O tratamento adequado da água cinza antes do reuso é importante, pois além de reduzir os riscos de transmissão de agentes patogênicos, melhora a eficácia subsequente da desinfecção. As tecnologias de tratamento de água cinza devem ser robustas para lidar com variações na concentração orgânica e na carga de patógeno, produzindo um efluente de qualidade e seguro para atender aos padrões exigidos para reutilização (Winward et al., 2008).

Embora as águas cinza sejam relativamente menos poluídas do que os esgotos domésticos, os autores Ghaitidak & Yadav (2013), concluíram que, sem tratamento prévio, nenhuma das características próprias da água cinza se adequam aos padrões e diretrizes de reutilização.

Os mesmos autores realizaram uma revisão de literatura nos sistemas utilizados para tratamento de águas cinza e concluíram que, dos sistemas pesquisados, a coagulação seguida de floculação foram considerados pouco eficientes na remoção de DBO, mas para a remoção de patógenos mostrou-se bastante eficaz. Enquanto, os sistemas alagados construídos foram satisfatórios em comparação com outros tratamentos pesquisados, no entanto são mais viáveis para o tratamento de grande quantidade de águas cinza.

A filtração mostrou-se uma opção viável desde que haja uma melhor avaliação dos diferentes meios de filtração, e sua eficiência quando associado a outros sistemas de tratamento. Já os sistemas anaeróbios seguidos do aeróbio (com pós-desinfecção conforme a necessidade) foram considerados um sistema sustentável para o tratamento de águas cinza visando o reúso (Ghaitidak & Yadav, 2013).

Para Li et al. (2009) a reutilização da água cinza geralmente requer tratamento para turbidez, contaminantes orgânicos e inorgânicos e microrganismos patogênicos, e as tecnologias utilizadas para esse fim, incluem sistemas físico, químico e biológico.

A maioria destas tecnologias são precedidas por uma etapa de separação sólido - líquido como pré-tratamento, seguida pela desinfecção como pós-tratamento. Para evitar o entupimento do tratamento subsequente, os pré-tratamentos tais como fossa séptica, tela e filtros são aplicados para reduzir a quantidade de partículas e de óleos e graxa, já a etapa de desinfecção é realizada para satisfazer os requisitos microbiológicos (Li et al., 2009).

Li et al. (2009) estudaram diferentes alternativas de tratamento de águas cinza através de uma ampla revisão de literatura, com o objetivo de selecionar a técnica apropriada para o tratamento visando o reúso destas. Os autores concluíram que os processos físicos por si só, não são suficientes para garantir redução adequada dos produtos orgânicos, nutrientes e agentes tensoativos, não sendo recomendada para tratamento objetivando o reúso.

Em relação aos tratamentos químicos, poucos processos foram relatados para tratamento e reúso de águas cinza. Dos processos mencionados destacam-se: a coagulação, oxidação foto-catalítica, troca de íons e carvão ativado granular, como soluções que removem eficientemente os sólidos suspensos, materiais orgânicos e tensoativos desde que estejam em concentrações médias nas águas cinza (Li et al., 2009).

Já os processos biológicos incluem: o filtro biológico rotativo, reator sequencial em batelada, reator de manta de lodo anaeróbio, os sistemas alagado construído e biorreatores de membrana. Todos os processos biológicos foram precedidos por um pré-tratamento físico, tais como sedimentação, fossas sépticas ou filtros. Para os autores, os processos biológicos aeróbicos, tais como o filtro biológico rotativo, e o reator sequencial em batelada podem ser aplicados para tratamento de águas cinza com concentração forte e média; e a combinação de processo biológico aeróbio com filtração física e desinfecção, foi considerada o mais viável, por ser o mais econômico, eliminar grande parte dos produtos orgânicos biologicamente oxidáveis, manter o efluente final mais biologicamente estável, o que, portanto, o torna mais adequado para armazenamento e distribuição à longo prazo (Li et al., 2009).

Fountoulakis et al. (2016) examinaram a eficiência de um sistema compacto de biorreator de membrana submersa (SMBR) tratando águas cinza em uma residência em Creta, Grécia. A água cinza foi coletada de uma banheira, chuveiro e máquina de lavar roupa, contendo quantidades significativas de matéria orgânica e patógenos. O biorreator foi responsável por remover aproximadamente 87% de DQO; 91,5% de SST e quase 100% de coliformes totais e fecais. A eficiência do sistema para reduzir tensoativos aniônicos foi de cerca de 80%. Já a remoção de nitrogênio foi baixa, variando de 19% para o período de inverno e para os outros períodos a remoção foi de até 45%.

Chanakya & Khuntia (2014) relataram que o tratamento anaeróbio de águas cinza para residências se apresenta como uma opção de baixo custo, reduzido consumo de energia e baixa produção de lodo, constituindo uma alternativa eficaz na adoção da prática do reúso de água e que atende aos critérios de custo, simplicidade, e grande aceitabilidade cultural.

Sánchez-Román et al. (2007) afirmaram que a utilização de tanques sépticos e filtros anaeróbios, em série, se destacaram para o tratamento das águas cinza. O conjunto tanque séptico e filtro anaeróbio reduziram a carga orgânica, teor de óleos e graxas e concentração dos sólidos suspensos do efluente; e quando seguidos de reatores solares, estruturas construídas em alvenaria ou de fibra de vidro, possibilitaram a inativação de microrganismos patogênicos pela exposição direta à radiação solar local.

2.1.5 Reúso das águas cinza

As águas cinza quando devidamente tratadas, a fim de reduzir os contaminantes microbiológicos e químicos à níveis aceitáveis para o reúso pretendido, se tornam uma fonte valiosa de água (Boddu et al., 2016).

Logo, as técnicas ideais para a inativação de microrganismos dependem da qualidade das fontes de águas cinza a serem reutilizadas, como também, do objetivo pretendido (Beck, 2013).

Segundo May (2008), o grande potencial de reutilização das águas cinza pode ser atribuído ao seu baixo teor de poluentes, quando comparado às demais águas residuárias domésticas.

Dentre os usos das águas cinza após tratamento incluem: recarga de águas subterrâneas, descarga em vasos sanitários e irrigação de jardins, parques, campos de golfe e culturas (Ottosson, 2003).

Em países avançados tecnologicamente, as águas cinza quando tratadas, são reutilizadas de acordo com regulamentos ambientais, visando a proteção da saúde humana e do meio ambiente, sendo atualizados em intervalos de tempos específicos (Boyjoo et al., 2013).

Os requisitos regulamentares para a reutilização não-potável de águas cinza variam regionalmente e entre países diferentes. Por exemplo, as águas cinza tratadas com elevada turbidez (< 10 UNT) podem ser reutilizadas para fins de utilização não-pontual de água, incluindo a descarga de vasos sanitários no Reino Unido, mas o limite de turbidez para o mesmo tipo de água é < 2 UNT na Califórnia (Zita et al., 2015).

Um resumo das diretrizes e padrões de reúso de águas residuárias, elaborados pela USEPA (United States Environmental Protection Agency, 2004), são apresentados no Quadro 5.

Quadro 5. Diretrizes e padrões de reutilização de águas residuárias - USEPA

Tipo de reúso	Qualidade da água de reúso					
	pH	DBO	Turbidez	SST	Coliformes fecais	Cloro
Uso urbano - todos os tipos de irrigação paisagística, descarga de vaso sanitário, proteção contra incêndio, condicionadores de ar	6-9	≤ 10 mg L ⁻¹	≤ 2 UNT		Não detectável/100ml	1 mg L ⁻¹ residual (mínimo)
Reúso agrícola - Culturas alimentícias processadas comercialmente, Irrigação superficial de pomares e vinhedos, Silvicultura e irrigação de áreas com acesso restrito ao público.	6-9	≤ 30 mg L ⁻¹		≤ 30 mgL ⁻¹	$\leq 200/100\text{mL}^{-1}$	1 mg L ⁻¹ residual (mínimo)
Reúso agrícola - Culturas não alimentícias, Forrageiras, cereais, fibras e grãos. Pastagens para rebanhos de leite.	6-9	≤ 30 mg L ⁻¹		≤ 50 mgL ⁻¹	$\leq 200/100\text{mL}^{-1}$	1 mg L ⁻¹ residual (mínimo)
Reúso agrícola - culturas alimentares não processadas comercialmente - irrigação de superfície ou irrigação por aspersão	6-9	≤ 10 mg L ⁻¹	≤ 2 UNT		Não detectável/100ml	1 mg L ⁻¹ residual (mínimo)
Construção - compactação do solo, controle de poeira e confecção de concreto.		≤ 30 mg L ⁻¹		≤ 30 mgL ⁻¹	$\leq 200/100\text{mL}^{-1}$	1 mg L ⁻¹ residual (mínimo)

Fonte: Agência de proteção ambiental dos EUA (USEPA, 2004).

As primeiras publicações da WHO (World Health Organization) à cerca de recomendações para uso de efluentes de esgoto, águas cinza e excretas humanas, foram, inicialmente de 1973, e em 1989 e 2006, foram revistas e reeditadas. Estas recomendações têm constituído os fundamentos da maior parte das normas para reúso em todo o mundo.

As orientações da WHO de 2006 propõe a utilização de um número de obstáculos (barreira múltipla) ao longo da cadeia de utilização de águas residuárias não tratadas ou parcialmente tratadas, em vez de se concentrar somente na qualidade das águas residuárias no ponto de utilização (WHO, 2006a).

Por exemplo, o tratamento de águas residuárias, juntamente com a boa higiene alimentar, além de cozimento dos alimentos pode ser suficiente para reduzir os riscos à saúde. A combinação de diferentes medidas de proteção da saúde acrescenta barreiras para prevenção à exposição aos riscos e, assim, reduz os riscos potenciais para a saúde.

O Quadro 6 e a Figura 1 sintetizam as novas diretrizes da WHO para a irrigação com águas residuárias (WHO, 2006a), associando a remoção de patógenos com outras medidas de proteção à saúde, considerando uma meta de carga de doenças tolerável $\leq 10^{-6}$ DALY⁵ por pessoa por ano.

Segundo a WHO, a irrigação restrita é aquela cujo as águas residuárias são utilizadas para cultivar culturas que não são consumidos crus por seres humanos. Já a irrigação irrestrita refere-se ao uso de águas residuárias tratadas para cultivo de culturas que normalmente são consumidas crus.(WHO, 2006b).

Quadro 6. Valores de monitoramento (*E. coli* por 100 mL na água residuária tratada) para os vários níveis de tratamento de águas residuárias nas opções de A - H

Categoria Irrigação	Opção⁽¹⁾	Tratamento de esgoto e remoção de patógenos (log₁₀)⁽²⁾	<i>E.coli</i> (100 mL)⁽³⁾
Irrestrita	A	4	$\leq 10^3$
	B	3	$\leq 10^4$
	C	2	$\leq 10^5$
	D	4	$\leq 10^3$
	E	6 ou 7	$\leq 10^1$ ou $\leq 10^0$
Restrita	F	4	$\leq 10^4$
	G	3	$\leq 10^5$
	H	0.5	$\leq 10^6$

Fonte: Adaptado de WHO (2006b).

Nota: ⁽¹⁾ Combinação de medidas de proteção à saúde. (A): cultivo de raízes e tubérculos; (B): cultivo de folhosas; (C): irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo; (D): irrigação

⁵ DALY: *Disability Adjusted Life Years*- anos de vida perdidos ajustados por incapacidade, podendo ser entendido como perda de anos de vida da população por doença devido à morbidade ou mortalidade. Segundo a WHO (2006b) a carga de doença adicional tolerável resultante da irrigação com água residuária não deveria exceder a perda de 10^{-6} DALY por pessoa por ano.

localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo; (E): qualidade de efluentes alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como tratamento secundário + coagulação + filtração + desinfecção; qualidade dos efluentes avaliada ainda com o emprego de indicadores complementares (por exemplo, turbidez, SST, cloro residual; (F): agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva; (G): agricultura de alto nível tecnológico e altamente mecanizada; (H): técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos (por exemplo, tanques sépticos ou reatores UASB) associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial). ⁽²⁾ remoção de vírus que associada a outras medidas de proteção à saúde corresponderia a uma carga de doenças virais tolerável $\leq 10^{-6}$ DALY ppa e riscos menores de infecções bacterianas e por protozoários. ⁽³⁾ Qualidade do efluente correspondente à remoção de patógenos indicada em ⁽²⁾.

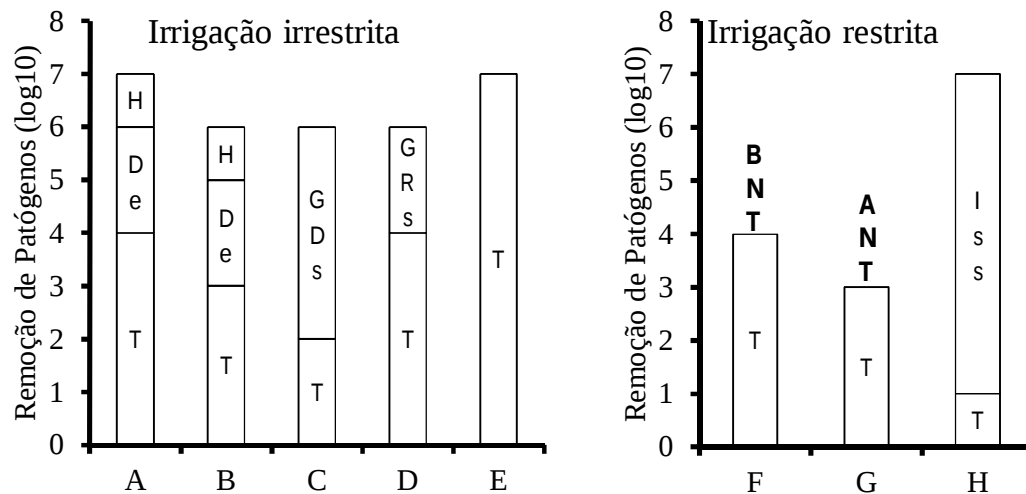


Figura 1. Exemplos de opções para a redução de patógenos virais, bacterianos e protozoários através de diferentes combinações de medidas de proteção à saúde para carga de doenças tolerável $\leq 10^{-6}$ DALY ppa.

Nota: T: tratamento; De: Decaimento no ambiente; H: Higiene dos alimentos (lavagem) Gds: irrigação por gotejamento de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo; Grs: irrigação por gotejamento de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo; BNT: agricultura de baixo nível tecnológico (mão de obra intensiva); ANT: agricultura de alto nível tecnológico (mecanização); Iss: irrigação subsuperficial

Fonte: Adaptado de WHO (2006b).

Na opção A uma redução de patógenos é alcançada por meio da combinação de tratamento de águas residuárias, o qual provém uma remoção de 4 unidades log, equivalendo a um nível de *E.coli* de 10^3 100 mL⁻¹. Uma remoção de mais 2 unidades log pode ser atingido por decaimento de patógenos entre a última irrigação e o consumo, e mais uma redução de 1 log através da lavagem das culturas antes do consumo, totalizando 7 unidades log de redução, sendo recomendável para cultivos consumidos sem cozimento e irrigados com águas residuárias tratadas.

Na opção B tem-se um nível de tratamento menor do que a opção A (3 unidades log) e combinando duas medidas de controle da saúde, tais como: decaimento de patógenos entre a última irrigação e o consumo (2 unidades log de remoção) e lavagem das culturas antes do consumo (1 unidade log), totalizando 6 unidades log de redução, sendo recomendável para culturas folhosas e consumidas sem cozimento.

Na opção C tem-se 2 unidades log de remoção através do tratamento da água residuária, quando a irrigação é realizada por gotejamento de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo (árvores frutíferas, por exemplo) alcançando a remoção de 4 unidades log.

Na opção D incorpora-se a irrigação por gotejamento de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo (2 unidades log de remoção), sendo necessário o nível de tratamento com remoção de 4 unidade log.

Vale observar que a diferença de redução total de patógenos requerida entre as opções A e B; C e D decorre da maior contaminação esperada em raízes e tubérculos e, portanto, do maior risco de infecção associado ao consumo destas culturas. Nas opções C e D, o requerimento de remoção de patógenos é contrabalançada com a maior ou menor intensidade de contato entre a água de irrigação e as culturas irrigadas, minimizada com o emprego de irrigação por gotejamento e o cultivo de plantas que crescem mais distantes do nível do solo.

A opção E acomoda situações em que se quer reduzir ao máximo os perigos, o que exigiria o emprego de rigorosos processos de tratamento (remoção de 7 unidades log), tais como, tratamento secundário + coagulação + filtração + desinfecção.

As opções F, G e H contemplam a irrigação restrita. No caso de agricultura com baixo nível tecnológico e uso intensivo de mão de obra (elevada exposição), na opção F é de se esperar que a meta de remoção de vírus, bactérias e protozoários (4 unidades log) (10^3 à 10^4 *E.coli* 100 mL⁻¹) seja inteiramente garantida por meio do tratamento dos esgotos, neste caso a carga de doenças tolerável $\leq 10^{-6}$ DALY pppa é alcançada com a remoção de 4 unidades log.

No caso da irrigação com elevado nível tecnológico e mecanização (opção G), supondo-se, portanto, exposição menos acentuada, seriam recomendadas 3 unidades logarítmicas de remoção, isto é, um efluente tratado com 10^4 à 10^5 *E.coli* 100 mL⁻¹.

A utilização de efluentes tratados por técnicas com reduzida capacidade de remoção de patógenos (por exemplo, tanques sépticos ou reatores UASB⁶) poderia ser acomodada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (contato solo-água-planta-trabalhadores), por exemplo, a irrigação subsuperficial (opção H).

Nas três opções (F, G, H) medidas de proteção adicionais, como a técnica de irrigação empregada ou a utilização de equipamentos de proteção individual poderiam, em tese, contribuir para elevados níveis de proteção, comparáveis ao da opção A.

⁶ UASB – Reator anaeróbio de manta de lodo.

Segundo Benami et al. (2016) além da desinfecção, outras formas de reduzir os riscos à saúde humana incluem a redução do contato com as águas cinza durante a irrigação. Dentre estas práticas podem-se citar: o uso da irrigação superficial ou subsuperficial, o uso do mulching⁷ e irrigação de plantas ornamentais ou de maior crescimento (fora do solo), tais como árvores frutíferas.

Outras recomendações podem ser feitas para diminuir os riscos diretos e indiretos para a saúde, principalmente pela redução ou diluição da aplicação de águas cinza no ambiente, incluindo; a alternância de regimes de irrigação de águas cinza com água doce ou a suplementação de água doce com água cinza para atuar como fonte de água e fertilizante de baixo grau para irrigação em pequena escala (Rodda et al., 2011). Além disso, recomenda-se a adoção de meios comportamentais, como usar luvas e lavar as mãos após o contato com sistemas de tratamento de águas cinza, evitando possíveis riscos à saúde (Benami et al., 2016).

Para Rodda et al. (2011) o uso de águas cinza para a irrigação de cultivos de alimentos representa um possível uso benéfico que pode contribuir para o abastecimento alimentar das famílias e para a geração de renda informal. O autor estudou o efeito do solo e da cultura quando irrigados sob subsuperfície com águas cinza tratada, proveniente de um agregado familiar em um assentamento informal. O crescimento vegetal, rendimento de culturas, e os níveis de macro e micronutrientes nas culturas e no solo foram monitorados através de seis ciclos de crescimento. Tratamentos equivalentes, com água de abastecimento público e solução hidropônica, foram realizados para comparação.

Os resultados obtidos pelos autores indicaram que: (i) a irrigação com águas cinza aumentou o crescimento das plantas e rendimento em relação a culturas irrigadas apenas com água de abastecimento público, embora as culturas irrigadas com solução nutritiva hidropônica apresentaram maior crescimento e produtividade; (ii) a irrigação com águas cinza melhorou o conteúdo de nutriente das plantas em relação às culturas irrigadas com água do abastecimento público; (iii) a irrigação de águas cinza levaram a uma acumulação de sais e metais no solo com o tempo, e, por conseguinte, a acumulação de sódio e metais nas plantas (Rodda et al. , 2011).

Como solução os autores sugerem que a irrigação com águas cinza deve ser completada com água limpa para combater a acumulação de sódio (Na^+) e metais em solos e em plantas. Isto é especialmente importante para as culturas de raiz, e em áreas com baixa

⁷ Mulching - refere-se a tudo que pode ser colocado sobre o solo, como cobertura.

precipitação durante a estação de crescimento, pois o efeito atenuante da chuva seria então mínimo (Rodda et al., 2011).

Apesar de incluir uma mistura complexa de matéria orgânica, sólidos suspensos totais, bactérias e produtos químicos comuns, as águas cinza quando utilizadas com cautela, de forma a proteger a saúde pública e do meio ambiente, podem ajudar a preservar o suprimento limitado de água (Shamabadi et al., 2015). Além das vantagens de economia de água tem-se um fertilizante de baixo grau para irrigação em pequena escala (Rodda et al., 2011).

Tradicionalmente, duas abordagens têm sido utilizadas na pesquisa de águas residuárias para avaliar os patógenos potenciais: as pesquisas epidemiológicas e a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM), ambas abordagens são utilizadas pela WHO (Benami et al., 2016).

A pesquisa epidemiológica é uma ferramenta de saúde pública para quantificar analiticamente a associação entre exposições e resultados, testar hipóteses sobre relações causais e identificar padrões de saúde e doença em populações definidas (Benami et al. 2016).

Segundo Dias (2012), a vantagem de tal abordagem é a habilidade dos estudos epidemiológicos avaliarem o risco real de infecção que ocorre em populações humanas expostas ao uso de água residuária, seja ocupacional ou através do consumo de plantações irrigadas com água residuária. Uma das limitações desta abordagem, contudo, é que os resultados dos estudos epidemiológicos são geralmente específicos em relação a tempo e lugar. Além disso, tem sido levantada preocupações, sobre a incapacidade de métodos epidemiológicos detectarem a transmissão do patógeno em indivíduos portadores que, não necessariamente, desenvolvem a doença, mas, podem servir de reservatórios e amplificadores de patógenos e levar à transmissão secundária que causa doença em indivíduos suscetíveis.

No entanto, apesar de suas limitações e dificuldades, os estudos epidemiológicos podem fornecer informações valiosas sobre a possível escala de riscos relacionados à água, o que complementa as previsões obtidas da AQRM (Benami et al., 2016).

A AQRM é uma metodologia para a previsão de risco patogênico com base em modelos matemáticos e dados experimentais. É composta de quatro etapas: 1) identificação de perigos - identificação dos patógenos mais relevantes, sua prevalência e características; 2) avaliação da exposição - identificação das populações expostas, das possíveis vias de exposição e dos cenários e extensão da exposição; 3) avaliação da relação dose-resposta - definição de

relações matemáticas entre a exposição a um patógeno e a probabilidade de infecção; e 4) caracterização do risco - processamento dos dados das três primeiras etapas para obter a probabilidade de infecção (Maimon et al., 2014).

Em que pese a grande utilidade dessa ferramenta, com vantagens relacionadas à estimativa de níveis muito baixos de risco de infecção ou doença, como também o baixo custo para prever o risco, algumas limitações inerentes aos pressupostos e bases dos modelos de AQRM podem ser levantadas (Pádua, 2009).

Segundo a WHO (2006b) as limitações estão relacionadas aos cenários de exposição que podem variar significativamente e são difíceis de modelar, como também a ausência de dados disponíveis para cada cenário de exposição e o fato dos riscos serem estimados para um agente patogênico por vez.

2.2 ORGANISMOS INDICADORES DA DESINFECÇÃO

Para se obter um efluente para uso urbano e agrícola, dentro dos padrões estabelecidos pelas legislações pertinentes, é necessária uma desinfecção eficiente das águas residuárias. O desempenho do processo se alicerça na sua capacidade de inativação de organismos, o que inclui os organismos indicadores de contaminação fecal.

De acordo com Metcalf & Eddy (2004), os organismos patogênicos encontrados nas águas residuárias podem ser classificados em quatro categorias: vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Os organismos patogênicos de origem tipicamente humana causam diversas doenças de trato gastrointestinal, como febre tifóide, diarreias, disenterias e cólera, sendo estes responsáveis por milhares de mortes e pelos graves problemas de saúde pública em áreas com saneamento precário.

Os microrganismos indicadores são organismos que respondem ao processo de tratamento de esgoto e às condições ambientais de maneira similar que os patogênicos. O monitoramento do nível populacional desses organismos provê informação sobre a sobrevivência do grupo dos patogênicos (USEPA, 1992). Através dos microrganismos indicadores de contaminação fecal é possível analisar pequenos volumes de água, de forma simples, com baixo custo, e resultados rápidos.

Bastos et al. (2003) relataram que a avaliação da eficiência da desinfecção do esgoto não possui um único indicador que responda pela remoção de todos os organismos patogênicos que podem estar presentes.

A Organização Mundial de Saúde (WHO) estabeleceu, em 1989, a adoção de dois tipos de organismos indicadores da qualidade microbiológica dos efluentes de estações de tratamento de esgoto: o nível populacional de coliformes fecais (expressa em Unidade Formadora de Colônia – UFC 100 mL⁻¹) e o número de ovos de helmintos (expresso em número de ovos.L⁻¹).

Em 2006 a WHO publicou as novas diretrizes para utilização de águas residuárias na agricultura, incorporando as ferramentas de avaliação de risco, incluindo a AQRM e os conceitos de risco e de carga de doença toleráveis (WHO, 2006a), apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Monitoramento das águas residuárias domésticas e excretas, residual segundo diferentes tratamentos e metas de saúde para desempenho microbiano e de ovos de helmintos para uso na agricultura.

Agricultura	Parâmetros de monitoramento ^a da qualidade da água	
	<i>E.coli</i> por 100 mL ^b	Ovos de helmintos por litro ^b
Irrigação irrestrita		
Cultivo de raízes (tubérculos)	≤10 ³	≤1
Cultivos de folhas	≤10 ⁴	
Irrigação por gotejamento, cultivo elevados	≤10 ⁵	
Irrigação restrita		
Agricultura com uso intensivo de mão-de-obra	≤10 ⁴	≤1
Agricultura altamente mecanizada	≤10 ⁵	
Tanque séptico	≤10 ⁶	

Fonte: WHO (2006a)

^a O monitoramento deve ser realizado no local de utilização ou no ponto de descarga de efluentes, de acordo com a frequência de monitoramento:

As áreas urbanas: uma amostra a cada duas semanas para *E. coli* e uma amostra por mês para ovos de helmintos.

As zonas rurais: uma amostra a cada mês para *E. coli* e uma amostra a cada 1-2 meses para ovos de helmintos.

Amostras compostas de cinco litros são necessários para ovos de helmintos preparados a partir de amostras simples tomadas seis vezes ao dia. O monitoramento de ovos de nematóides é difícil devido à falta de procedimentos padronizados. A inativação de ovos de nematóides deve ser avaliada como parte da validação do sistema.

^b Para excretas, os pesos podem ser utilizados em vez de volumes, dependendo do tipo de excremento: 100 ml de águas residuárias é equivalente a 1-4 g de sólidos totais; 1 litro = 10-40 g de sólidos totais .

O sucesso na desinfecção de águas residuárias depende de criar condições adversas à sobrevivência dos microrganismos. Cada grupo de microrganismo patogênico apresenta diferentes tolerâncias às diferentes condições, por isso alguns processos de desinfecção podem ser eficientes na inativação de alguns patógenos, e não possuir nenhum efeito sobre outros (Cavalcante, 2007). A eficiência de um processo particular, também, pode variar dependendo das condições em que o sistema é operado. Por exemplo, o aumento de temperatura de águas residuárias pode ser crítico para inativar patógenos mais sensíveis, como as bactérias, aumentando o desempenho do sistema de remoção.

Ao se pensar em desinfecção de águas residuárias, visando seu possível uso, é fundamental a compreensão das características dos patógenos presentes, seu comportamento em condições ambientais diversas, e como as diferentes tecnologias de tratamento podem interferir no seu ciclo de vida de forma a evitar a transmissão das doenças por eles causadas (Cavalcante, 2007).

2.2.1. Coliformes totais e termotolerantes

De acordo com a WHO (2011), o grupo dos coliformes totais inclui gêneros que não são de origem exclusivamente fecal, limitando sua aplicação como indicador específico de contaminação fecal. O conhecimento deste fato, ainda segundo a WHO, levou ao desenvolvimento de métodos de enumeração de um subgrupo de coliformes denominados coliformes fecais (termotolerantes), os quais são diferenciados dos coliformes totais pela sua capacidade de fermentar a lactose em temperatura elevada, de 44° a 45°C. Na maioria das águas, o gênero predominante é a *Escherichia*, mas alguns tipos de *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, também, são termotolerantes. Estas últimas, além de presentes em fezes humanas e de animais, também podem ser encontradas em solos, plantas ou quaisquer efluentes contendo matéria orgânica.

Já *Escherichia Coli* (*E.coli*) pode ser diferenciada dos outros coliformes termotolerantes, pela sua capacidade de produzir indol a partir de triptofano ou pela produção da enzima p-glucuronidase. A *E.coli* é considerada o melhor indicador de contaminação fecal, sendo o primeiro organismo de escolha em programas de monitoramento para verificação, incluindo a vigilância da qualidade da água potável. A *E.coli* ocorre em números elevados nas fezes humanas e de animais, de esgoto e de água sujeito à poluição fecal recente (WHO, 2011).

No Brasil, o órgão competente ligado ao Ministério do Meio Ambiente, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define, segundo Resolução nº 430/2011, *Escherichia Coli*: bactéria pertencente à família Enterobacteriaceae caracterizada pela atividade da enzima β -glicuronidase.

Ressalta-se que dentre os coliformes, a *E.coli* é a única espécie do grupo dos coliformes termotolerantes, cujo habitat exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, onde ocorre em níveis populacionais elevados (Brasil, 2011), sendo, portanto, considerada como a clássica indicadora da possível presença de patógenos entéricos nas águas.

Nos últimos anos, tornou-se possível através de testes cromofluorogênicos baseados em expressões enzimáticas, a detecção simples e rápida de *Escherichia Coli* e de outras bactérias específicas para fins de monitoramento de águas e efluentes (Morgado, 2008).

A sobrevivência deste indicador de contaminação fecal pode ser afetada por diferentes fatores, como: temperatura da água, DBO, nutrientes, pH, competição e presença de predadores, oxigênio dissolvido, radiação solar e sedimentação (Javara, 2005).

2.2.2 Ovos de helmintos

Os helmintos são organismos eucariotas, pluricelulares, pertencentes ao reino Animália. Existem indivíduos de vida livre, mas a grande maioria são parasitas que apresentam, em geral, de forma completa ou incompleta, sistema digestivo, circulatório, nervoso, excretor e reprodutivo, sendo, portanto, altamente especializados para viverem como parasitas humanos (Gonçalves, 2003).

Os helmintos são divididos em três grandes grupos:

- Platelmintos -vermes planos
- Nematelmintos ou nemátodos- vermes cilíndricos
- Asquelmintos –vermes cilíndricos de corpo alongado

No campo da engenharia ambiental, somente os dois primeiros grupos são importantes (Jimenez, 2005)

Os ovos de helmintos constituem a forma de disseminação dos helmintos no meio ambiente. Para se tornarem infectivos, dependem do desenvolvimento da larva, que ocorre sob condições de umidade e temperatura adequadas (Jimenez, 2005).

Os quais, apresentam uma cobertura muito resistente, composta de três camadas básicas, ainda pouco conhecidas. Estas camadas, secretadas pelo próprio ovo, são: uma membrana interna lipoidal, uma intermediária quitinosa, e outra externa de natureza proteica. Em conjunto, essas camadas conferem uma grande resistência a condições ambientais adversas (Jimenez, 2005).

A sobrevivência dos parasitos intestinais pode ser afetada por variáveis, como:

- Físicas: temperatura e intensidade de radiação solar;
- Químicas: amônia, sais e ácidos;
- Biológicas: fungos, protozoários e invertebrados (competição).

Sendo que baixas temperaturas (8,9 ° C a 15,6 ° C) inibem o desenvolvimento dos embriões dentro dos ovos, assim como temperaturas superiores à 34°C podem ocasionar sua morte, quando os ovos são expostos por certo tempo (Soares et al., 2005).

Este fato torna os helmintos a forma mais resistente dentre os organismos patogênicos. Dentre os helmintos, o gênero *Ascaris sp.* se destacam pela sua alta resistência a agentes químicos e físicos.

De uma forma geral, os ovos de helmintos são bastante resistentes aos processos de desinfecção físico e químico; por outro lado, devido ao tamanho, densidade e características físico-químicas que facilitam a adesão à partículas, são removidos através de processos físicos, como a sedimentação e a filtração, acumulando-se no lodo. As estações de tratamento de esgotos concentram os ovos de helmintos no lodo (removendo-os do efluente tratado), podendo ser inativados no lodo (Jimenez, 2005).

2.3 DESINFECÇÃO SOLAR: UMA ABORDAGEM GERAL

A radiação ultravioleta é uma forma estabelecida, bastante estudada e utilizada, e de crescente aplicação como alternativa aos agentes químicos no processo de desinfecção de águas de abastecimento e, também, de águas residuárias. Inicialmente a aplicação da radiação ultravioleta foi direcionada para ser utilizada em água potável, entretanto, hoje em dia, inclui a desinfecção de efluentes primários, secundários e terciários (Bukhari et al., 2004; Kalisvaart, 2004).

A fonte primária de radiação ultravioleta é o sol, mas também pode ser emitida por lâmpadas incandescentes e fluorescentes, solda elétrica, maçarico de plasma e equipamentos a laser (Lobo et al, 2009).

Uma vez que o sol é fonte natural, universalmente disponível e gratuita, tanto de calor como de radiação ultravioleta, imagina-se que essa fonte seja à base de um método de desinfecção efetivo e de baixo custo para uso em regiões afastadas e menos favorecidas, principalmente em países em desenvolvimento e áreas críticas (Morgado, 2008).

O uso da energia solar para tratamento de água não é uma descoberta recente, registros sobre a utilização da radiação solar para o tratamento de água na antiga Índia remontam a 2000 a.C (Sobsey, 2002).

De acordo com Hirtle (2008), o primeiro estudo controlado sobre a capacidade de luz solar em inibir o crescimento bacteriano foi relatado em 1877 por Downes e Blunt. Eles demonstraram que a luz era capaz de inativar tanto as bactérias como inibir o seu crescimento

mesmo em caldo nutriente. Em 1943, Hollaender realizou o primeiro estudo quantitativo de inativação de *E.coli* próximo à radiação ultravioleta, enquanto que em 1946, Lukiesh especificamente relatou a capacidade da luz natural em inativar *E. coli*.

Mais recentemente, Calkins em 1976, confirmou que simulando raios UV-B rapidamente inativou *E.coli* e outros organismos indicadores, em concordância com as taxas de inativação observada em Kentucky em lagoas de estabilização. Na década de 1980, o professor Aftim Acra, da Universidade Americana de Beirute, publicou os primeiros estudos quantitativos sobre a desinfecção solar de água potável, conhecida como SODIS (do inglês Solar Disinfection) (Hirtle, 2008).

Em 1984, a UNICEF publicou um livro chamado “Solar Disinfection of Drinking Water and Oral Rehydration Solutions” (Acra et al., 1984) que se refere às primeiras experiências científicas com desinfecção solar de água, feitas num estudo de campo na Universidade de Beirute, no Líbano. Este estudo pesquisou, principalmente, a redução de *E.coli*, sob influência dos raios ultravioleta.

Desde então esta tecnologia tem sido desenvolvida e aperfeiçoada como uma solução extremamente barata para a desinfecção de água para consumo humano, e, várias organizações, entidades e universidades vêm ampliando as pesquisas nessa área, destacando-se os trabalhos realizados pelo Instituto Suíço Federal de Ciência Aquática e Tecnologia (EAWAG); Departamento de Higiene de Povoamento em Países Subdesenvolvidos (SANDEC), pertencente à mesma EAWAG e situados em Dübendorf, na Suíça; Instituto de Investigação e Desenvolvimento em Água Potável, Saneamento Básico e Conservação dos Recursos Hídricos (CINARA) em Cali-Colômbia, da rede de pesquisa montada pela Associação do Sistema Integrado de Energia Rural (INRESA), no Canadá, com participação de cinco países: Peru, Colômbia, Nigéria, Egito e Siri Lanka e ainda pelo apoio financeiro do UNICEF às pesquisas (Acra et al. 1984).

No Brasil as pesquisas referentes à desinfecção por ultravioleta foram iniciadas em 1977, tendo por objetivo a desinfecção de esgotos (Chernicharo et al., 2001). No entanto a maioria das pesquisas à nível de Brasil se restringem ao uso de lâmpadas ultravioleta, sendo ainda muito escassas investigações experimentais mais detalhadas sobre a desinfecção com energia solar para águas residuárias.

Em relação ao uso da radiação ultravioleta na desinfecção de águas cinza, poucos trabalhos foram encontrados na literatura. Entre eles, destacam-se o uso de oxidação fotocatalítica com lâmpada ultravioleta assistida por TiO_2 (Li et al., 2004), o uso de lâmpadas ultravioleta na desinfecção em sistema de batelada (Gilboa & Friedler, 2008), e um novo

modelo cinético para desinfecção de água cinza com lâmpadas ultravioleta em reatores de fluxo contínuo (Fenner & Komvuschara, 2005).

Destaca-se, no entanto, que todas essas pesquisas têm em comum a utilização de lâmpadas como fonte de radiação ultravioleta, trabalhos utilizando a radiação solar como método de desinfecção para água cinza, são ainda mais escassos.

Destacando os trabalhos de Pansonato (2010) sobre o tratamento e reúso de águas cinza com sistemas alagados construídos e desinfecção solar, e os trabalhos de Sánchez-Román et al. (2007) e Queluz & Sánchez-Román (2014) que ambos avaliaram a eficiência da desinfecção solar de águas residuárias domésticas para reúso na agricultura.

De acordo com Sánchez-Román et al. (2007), as limitações dos estudos realizados sobre o uso da radiação ultravioleta para a desinfecção de águas residuárias domésticas por famílias de baixa renda nos países em desenvolvimento incluem: (1) o processo necessita de lâmpadas ou de estruturas complexas para serem construídas e mantidas; (2) a maioria dos trabalhos é realizado com enfoque em água para consumo humano e não em água para irrigação; (3) a maioria dos sistemas desenvolvidos necessita de energia elétrica, que pode ser indisponível em áreas rurais.

O processo de desinfecção pela energia solar tem dois componentes principais: a luz ultravioleta, que irradia os microrganismos e induz a formação de formas reativas de oxigênio e a radiação infravermelha que aquece a água. O primeiro, a radiação ultravioleta tem um efeito de germicida. O segundo componente, a radiação infravermelha, aumenta a temperatura da água, e é conhecida como pasteurização quando a temperatura da água é elevada entre 70°C e 75°C. O uso combinado da radiação ultravioleta e produção de calor, causa um efeito em conjunto que aumenta a eficiência do processo (SODIS, 2002).

Existem diversos modelos e maneiras de realizar a desinfecção solar. De modo geral, o sistema é composto apenas por um recipiente que permita a exposição da água ou efluente à radiação solar. Para isso, podem ser utilizadas garrafas pet (politereftalato de etileno), garrafas de vidro, reatores, caixas de concreto e outros. Estas características justificam seu baixo custo de instalação e manutenção e, portanto, torna essa tecnologia adequada para ser adotada por países em desenvolvimento e/ou comunidades rurais de baixa renda (Queluz et al., 2014).

A desinfecção solar pode ser concebida tanto em instalações em batelada, para servir a uma unidade domiciliar (pequenos volumes), como em sistema contínuo, a fim de produzir maior volume de água.

Combinando baixo custo de implantação, tecnologia simples e eficaz, o uso da energia solar para desinfetar águas residuárias domésticas traz, ainda, a possibilidade de viabilizar o seu reúso na agricultura, minimizando os impactos sobre os recursos hídricos do ponto de vista quantitativo e qualitativo.

Por conseguinte, este tema se tornou de grande relevância no contexto econômico, ambiental e de promoção da saúde podendo ser adotado em países em desenvolvimento e, ou comunidades rurais de baixa renda.

2.4 ESPECTRO ELETROMAGNÉTICO E RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

De acordo com a teoria desenvolvida por Einstein em 1905, a intensidade de energia emitida por uma fonte qualquer é definida como sendo inversamente proporcional ao seu comprimento de onda. Assim, comprimentos de onda mais baixos na escala do espectro eletromagnético provocam perturbações mais intensas quando absorvidos (Braun, 1986).

Quando uma estrutura biológica absorve fótons de luz, sua energia interna aumenta proporcionalmente à intensidade de radiação recebida. Consequentemente, dependendo do comprimento de onda emitido, a energia a ele associada pode provocar alterações bioquímicas, reversíveis ou não, nas moléculas atingidas (Bilotta, 2006).

A radiação emitida na faixa das microondas estimula movimentos rotacionais na molécula. Similarmente, o infravermelho e a luz visível promovem vibração molecular, devido ao aumento da energia do orbital. Os raios-X e a radiação ultravioleta de curto comprimento de onda provocam, em geral, o rompimento de ligações químicas e a ionização da molécula (Braun, 1986).

A radiação solar pode ser dividida em três gamas de comprimento de onda: radiação ultravioleta, luz visível e radiação infravermelha (SODIS, 2002). A radiação ultravioleta pode ser obtida naturalmente através do sol, e artificialmente através de lâmpadas especiais. A grande maioria é composta por lâmpadas de vapor de mercúrio ionizado, de baixa e média pressão (por exemplo, tubular, tipo lâmpadas fluorescentes) e com diversos valores de potência (Morgado, 2008).

A desinfecção por radiação ultravioleta artificial consiste, fundamentalmente, na transferência de energia eletromagnética com origem nas lâmpadas de mercúrio até as células dos microrganismos. A radiação, ao penetrar nas células, é absorvida pelo ácido nucléico, potencialmente gerando danos genético e, consequentemente, interferindo de forma negativa na reprodução (USEPA, 1999b).

No espectro eletromagnético o comprimento de onda da luz ultravioleta situa-se entre o dos raios-X e da luz visível (Figura 2-A).

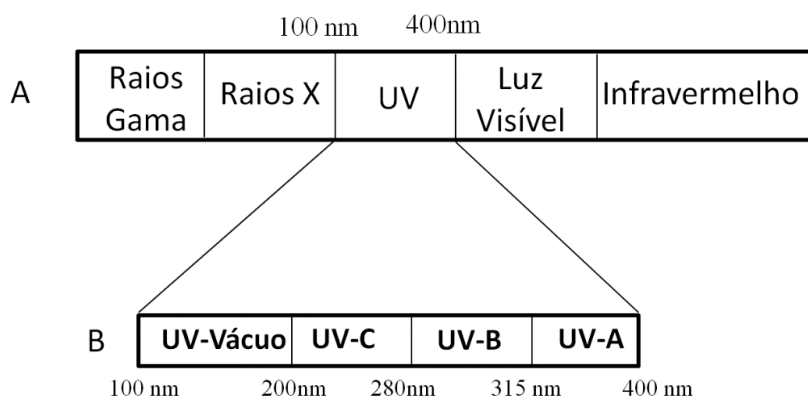


Figura 2. Faixas da Radiação Eletromagnética: A-Espectro eletromagnético, B-espectro expandido da radiação ultravioleta.

Fonte: USEPA (2006).

Segundo Gonçalves et al. (2003), a luz ultravioleta pode ser dividida em quatro faixas (Figura 2-B), baseada nos seus efeitos sobre os seres vivos:

- UV-A: compreende o comprimento de onda entre 315 nm a 400 nm. É o menos perigoso para os seres humanos, devido à baixa energia. É o tipo de radiação ultravioleta utilizada para causar fluorescência em materiais, sendo muito utilizado em fototerapia e câmaras de bronzeamento.
- UV-B: sua faixa de comprimento de onda compreende 280 nm a 315 nm. É a forma mais destrutiva da luz ultravioleta, pois possui energia bastante para causar danos em tecidos biológicos. É a radiação ultravioleta identificada como causadora do câncer de pele.
- UV-C: possui comprimento de onda entre 200 nm a 280 nm. É a forma aplicada como germicida. O comprimento de onda de maior efeito bactericida é o de 254 nm, estando, portanto, inserido na faixa do UV-C (Figura 3). No entanto, a absorção máxima de radiação por seu material genético, ocorre em 260 nm, e o comprimento de onda de 254 nm é relativo à emissão máxima de lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio. O intervalo de comprimento de onda compreendido entre 245 nm e 285 nm é considerado a faixa germicida ótima para inativação de microrganismos.
- UV-Vácuo: caracterizado por radiações com comprimento de onda que variam de 40 nm a 200 nm. Alguns autores consideram a banda denominada UV-vácuo

ou UV-vazio, com limites de emissão que se encontram entre os comprimentos de onda de 100 a 200 nm (Wright & Cairns, 1998). Segundo a USEPA (2006), os raios ultravioletas do vácuo são impraticáveis para aplicação de desinfecção de águas e esgoto, porque se dissipam rapidamente em meio líquido em pequenas distâncias.

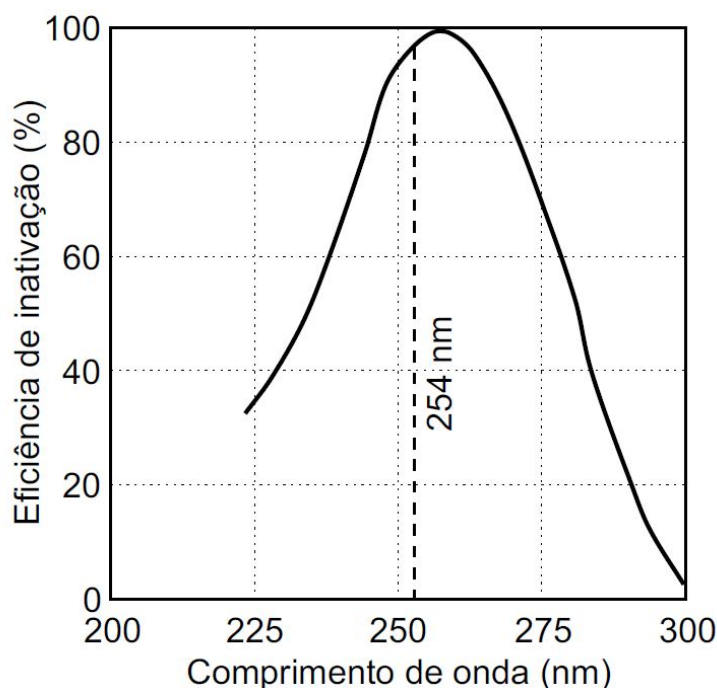


Figura 3. Efeito germicida associado ao comprimento de onda ultravioleta
Fonte: Gonçalves et al. (2003).

A inativação de microrganismos patogênicos é inversamente proporcional ao comprimento de onda da radiação: radiação visível → UV-A → UV-B → UV-C (SODIS, 2003b).

A camada de ozônio controla a passagem de radiação, absorvendo os raios ultravioletas entre 200 a 300 nm (UV-C e UV-B). Só uma fração mais alta da radiação UV-A na gama de comprimento de onda de 320 nm- 400 nm, próxima da radiação violeta visível, alcança a superfície terrestre (SODIS, 2002). Portanto, o efeito bactericida da radiação solar está associado principalmente à radiação UV-A, como demonstrado nos trabalhos de Acra et al. (1984) e Wegelin et al. (1994).

Em um processo de desinfecção, a radiação ultravioleta interage com os materiais componentes do reator e do líquido a ser tratado através dos processos de absorção, refração, reflexão e dispersão.

A absorção é a transformação da radiação para outras formas de energia, quando ela atravessa uma substância e é variável com o comprimento de onda (λ) da luz (USEPA, 2006).

A refração por sua vez, pode ser definida como o fenômeno em que a radiação é transmitida de um meio para outro com característica diferente. Nesta mudança, a frequência se mantém constante, embora sua velocidade de propagação e comprimento de onda apresente variações. A alteração de velocidade acarreta desvio da direção original. A segunda lei da refração, conhecida como lei de Snell, é utilizada para calcular o desvio dos raios de radiação solar ao mudarem de meio (Tinôco, 2011).

A reflexão é a mudança na direção da propagação da radiação solar por uma dada superfície de contato. Pode ser classificada como especular ou difusa. Reflexão especular ocorre a partir de superfícies lisas e polidas, ou ainda, quando o ângulo de incidência é igual ao ângulo de reflexão. Por outro lado, a reflexão difusa ocorre em superfícies ásperas e irradia radiação em todas as direções, com uma pequena dependência do ângulo de incidência. O tipo de reflexão e de intensidade da radiação refletida de uma superfície depende do material utilizado (USEPA, 2006).

Finalmente chama-se dispersão, a mudança na direção da propagação da radiação solar causada pela interação com uma partícula. As partículas podem causar dispersão em todas as direções, inclusive para a fonte de radiação solar incidente (Tinôco, 2011).

2.5 PRINCÍPIOS BÁSICOS DE ÓPTICA E RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

Na perspectiva de uma maior compreensão dos mecanismos e dos processos envolvidos na desinfecção das águas cinza por radiação ultravioleta, algumas definições e conceitos básicos da física, aplicados à radiação ultravioleta, são apresentados:

Fonte de energia UV (S): é a energia (W) emitida em todas as direções por uma fonte.

Intensidade (I): pode ser definida como a energia total incidente em todas as direções em um elemento infinitesimal de área transversal dA , contendo o ponto considerado. Em unidades do sistema internacional SI, a unidade de intensidade é $W.m^{-2}$, entretanto, é comum o uso de $mW.cm^{-2}$ ($1 mWcm^{-2} = 10 W.m^{-2}$). Para uma posição à distância de um raio r , de uma fonte pontual e em meio não absorbante, a intensidade pode ser dada pela Equação 1 (Ryer, 1997).

$$I = \frac{S}{4\pi.r^2} \quad (1)$$

Em que:

I - intensidade UV num ponto;

S - energia total emitida pela fonte;

r - raio desde a fonte pontual.

Dose ultravioleta (dose): O termo dose de radiação ultravioleta é frequentemente utilizado na literatura para representar a exposição de um dado organismo à irradiação na faixa germicida. A dose ultravioleta é definida como o produto da intensidade pelo tempo de exposição (Equação 2). Unidades comumente utilizadas para a dose de ultravioleta são: J.m⁻², mJ.cm⁻² em Ws.cm⁻² (USEPA, 2006).

$$D = I.t \quad (2)$$

Em que:

D - dose de radiação ultravioleta (W.h.m⁻²);

I - intensidade da radiação (W.m⁻²); e

t - tempo de exposição (h).

As doses de radiações ultravioleta necessárias para inativação de microrganismos são variáveis a cada tipo de organismo e espécie. As bactérias, excetuando-se as esporuladas, e os vírus, são mais sensíveis à radiação ultravioleta. Doses mais elevadas são utilizadas para inativação dos protozoários e helmintos, alguns destes, como é o caso das formas encistadas dos protozoários e os ovos de helmintos, exigem doses excessivas, todavia, estes poderão ser removidos em etapas anteriores à desinfecção ultravioleta (Tinôco, 2011). Sendo a dose o principal parâmetro de projeto e controle operacional da desinfecção ultravioleta.

Absorvância e Lei de Beer-Lambert: a radiação ultravioleta não é transmitida num meio com intensidade constante e equivalente à gerada na fonte. A partir da fonte ocorre um efeito de atenuação, devido à absorção da radiação originalmente emitida no próprio meio (Martins, 2006). Com o intuito de estimar esta atenuação para efeito de projeto, é comum

empregar-se o termo coeficiente de absorvância (α) para corrigir a absorvância do meio, de acordo com a Equação 3.

$$\alpha = A \cdot \ln(10) \quad (3)$$

Em que:

α - coeficiente de absorvância; e
A - absorvância a 254 nm (cm^{-1}).

A absorvância de uma radiação luminosa (com um dado comprimento de onda) através de um líquido pode ser quantificada por espectrofotometria, obtendo a energia absorvida por unidade de profundidade (Martins, 2006). A relação entre absorvância e transmitância é mostrada na Equação 4:

$$T(\%) = 100 \cdot 10^{-A} \quad (4)$$

Em que:

T - transmitância (%); e
A - absorvância (cm^{-1}).

A variação da intensidade média efetiva de determinada radiação num meio pode ser descrita pela Lei de Beer-Lambert (Equação 5).

$$I_{\text{média}} = \frac{I_0}{\alpha \cdot L} [1 - \exp(-\alpha \cdot L)] \quad (5)$$

Em que:

$I_{\text{média}}$ – intensidade ultravioleta média efetiva;
 I_0 - intensidade ultravioleta aplicada no meio líquido;
 α - coeficiente de absorvância; e
L - percurso óptico (cm).

Refracção e reflexão: a radiação ultravioleta obedece as leis da refracção (Snell) e reflexão (Fresnel) utilizada na física óptica da radiação visível. Entretanto, os índices de

refracção e reflexão variam conforme o comprimento de onda. Poucos são os materiais que apresentam uma elevada reflexividade da radiação ultravioleta e nem sempre são bons refletores de luz visível (Bolton, 2000).

2.6 EFEITOS DA RADIAÇÃO SOLAR NOS MICRORGANISMOS

Segundo SODIS (2002), o mecanismo de inativação dos organismos patogênicos pela luz solar é resultado de um efeito combinado da radiação infravermelha, responsável pelo aquecimento da água e da radiação ultravioleta. Em que os microrganismos são sensíveis ao calor, sendo um dos principais fatores ambientais que influenciam o desenvolvimento dos microrganismos.

À medida que há um aumento da temperatura, as reações químicas e enzimáticas na célula tendem a tornarem-se mais rápidas, acelerando a taxa de crescimento. Entretanto, em determinadas temperaturas inicia-se o processo de desnaturação de proteínas e ácidos nucleicos, inviabilizando a sobrevivência celular (Santos et al., 2009).

A ação germicida da radiação ultravioleta está associada às alterações estruturais que esta provoca no ácido desoxirribonucleico-DNA das células, consequência de reações fotoquímicas desencadeadas pela absorção da radiação pelas moléculas que constituem o DNA (Chernicharo et al., 2001).

O DNA é a molécula que armazena a informação genética e consiste de duas cadeias de nucleotídeos unidas pela interação das bases complementares, denominadas de bases emparelhadas, que são: Adenina e Guanina (Purinas) e Citosina e Timina (Pirimidinas) (USEPA, 2006). Essas bases emparelhadas são ligadas por pontes de hidrogênio fazendo com que as duas fitas do DNA permaneçam unidas, dando origem a dupla hélice (Gonçalves et al., 2003). Na Figura 6-A tem-se a representação esquemática de um pedaço hipotético de uma fita de DNA, onde os nucleotídeos estão representados pelas letras A (adenina), G (guanina), C (citocina) e T (timina). Note que Adenina (A) liga-se a Timina (T) e a Guanina (G) à Citocina (C).

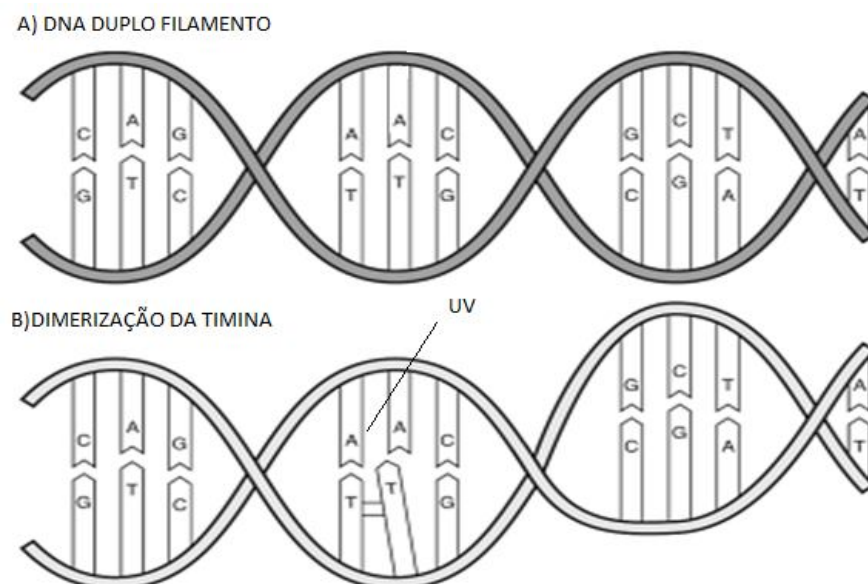


Figura 4. A - DNA duplo filamento B - efeito da radiação ultravioleta sobre a cadeia de DNA da bactéria, promovendo a formação de dímeros Timina - Timina, impedindo a formação de ligações de pontes hidrogênio entre o par Timina-Adenina dos filamentos.

Fonte: Adaptado de Bolton & Cotton (2011).

Já o ácido ribonucleico- RNA é responsável pela formação de enzimas específicas e de proteínas estruturais. A composição do RNA é muito parecida com a do DNA, contudo apresenta algumas diferenças. As bases purinas são as mesmas contidas no DNA, mas as pirimidinas são uracil e citosina (USEPA, 2006).

As moléculas de DNA dos organismos absorvem radiações com comprimento de onda entre 200 e 300 nm, com especial destaque em torno de 260 nm, onde ocorre a absorção máxima de radiação por seu material genético (Gonçalves et al., 2003).

A energia absorvida rompe as ligações não saturadas, principalmente as bases nitrogenadas pirimídicas, provocando a dimerização de pirimidinas adjacentes com rompimento dos encaixes de filamentos de DNA, ver Figura 5-B (Bolton & Cotton, 2011).

Os dímeros formados em consequência das alterações provocadas pela radiação ultravioleta podem resultar em timina-timina, timina-citosina e citosina-citosina. As moléculas pirimídicas resultantes, uma vez unidas, deformam a estrutura helicoidal do DNA e dificultam a replicação do ácido nucléico. Caso a replicação ocorra, as novas células serão mutantes descendentes incapazes de se duplicar (Gonçalves et al. 2003). Isso interfere na precisão da replicação, o que pode levar a erros na transcrição, ou impedir a divisão celular, com consequente prejuízo ou morte celular (USEPA, 1999a; Gehra et al., 2003; Gonçalves et al. 2003).

A formação de dímeros de pirimidinas possui a maior relevância biológica, sendo considerados os mais importantes, devido à sua abundância relativa, pelo seu reparo mais lento e pela sua mutagenicidade conhecida, sendo a timina, por ter a estrutura mais simples dentre as bases nitrogenadas, a que representa maior formação de dímeros. Quanto maior o tempo de incidência de radiação ultravioleta nos microrganismos, maior a quantidade de bases modificadas. A radiação ultravioleta gera principalmente dímeros de pirimidina no DNA das células (Schuch, 2009).

A formação de dímeros é o mecanismo fundamental da desinfecção ultravioleta, no entanto a formação de espécies reativas de oxigênio (ROS), também é reportada como mecanismo de inativação de patógenos causado pela radiação UV. Segundo Fisher et al. (2008), a radiação ultravioleta induz a formação de superóxidos (O_2^-), peróxidos de hidrogênio (H_2O_2) e radicais hidroxilas ($OH^\cdot$).

As ROS são conhecidas por reagir não seletivamente com quase tudo o que entram em contato, tais como: a membrana celular, enzimas, organelas e outros (Dejung et al., 2007). Elas conseguem oxidar ácidos nucleicos, enzimas e lipídeos dos microrganismos, causando perda da função biológica e, consequente, morte celular (Moncayo-Iasso et al., 2009). A indução de danos oxidativos na molécula de DNA é mais eficiente pelos comprimentos de onda de UV-A (Schuch et al., 2009).

De acordo com McGuigan et al. (2012) as ROS podem levar a peroxidação lipídica, formação de dímeros de pirimidina e até mesmo lesões de DNA.

Bosshard et al. (2009) aplicaram citometria de fluxo e a coloração de viabilidade durante a desinfecção solar de *Salmonella typhimurium* e *Shigella flexneri*, para caracterizar a perda de funções celulares essenciais nas células bacterianas irradiadas. As funções celulares registradas incluem a integridade da membrana, potencial de membrana, a atividade da bomba de efluxo e atividade de captação de glicose. A cadeia respiratória de bactérias entéricas foi identificada como sendo um alvo provável da radiação solar e irradiação UV-A. Além disso, durante o armazenamento no escuro após irradiação, o estado fisiológico das células bacterianas continuou a deteriorar-se mesmo na ausência de irradiação: aparentemente, as células foram incapazes de reparar os danos.

Este efeito sugere que para *S. typhimurium* e *S. flexneri*, uma dose de radiação relativamente pequena é suficiente para danificar irreversivelmente as células e que o armazenamento através de recipientes após a irradiação não permitiu novo crescimento de células bacterianas inativadas. Os resultados indicam que, ainda, é favorável armazenar a água tratada em recipientes durante a noite, antes do consumo, porque as células danificadas

morrerão por exaustão de Adenosina Trifosfato-ATP, e que o conhecimento obtido nesta pesquisa pode ser estendido para explicar os mecanismos de inativação pela radiação solar do indicador bacteriano *E. coli* (Bosshard et al., 2009).

Os resultados obtidos por Jennifer et al. (2012) através do ensaio de endonuclease-ESS, evidenciaram que os danos ao DNA são acelerados pelo calor e que quando as águas são aquecidas à 50 °C, aumenta a permeabilidade da membrana celular e dessa forma facilita a entrada dos produtos reativos (ROS) formados na irradiação, produzindo dano intracelular; também foi registrado que nessa condição não houve recrescimento de *E. coli*.

Já para Dejung et al. (2007) temperaturas entre 40° e 45° C, geralmente, alcançado nos ensaios realizados, foram suficientes para teoricamente acelerar a cinética química reacional e, especialmente as reações de ROS; tendo como consequência a perda biológica da atividade de estruturas importantes, tais como membranas, cromóforos, proteínas ou estruturas lipídicas em geral.

A resistência à inativação dos diferentes organismos patogênicos por radiação ultravioleta varia de acordo com a espécie. De modo geral, bactérias e vírus são muito sensíveis à radiação ultravioleta, bastando doses efetivas da ordem de 20 mWs.cm⁻² para inativar a maioria das espécies. Entretanto, o mesmo não pode ser dito de protozoários e helmintos, dotados de proteções naturais que permitem sua sobrevivência em ambientes adversos (Gonçalves et al. 2003).

As formas encistadas dos protozoários e os ovos de helmintos são muito resistentes às radiações ultravioleta, exigindo doses extremamente elevadas e, na maioria dos casos, antieconômicas, para resultar em eficiente inativação. Portanto, esses organismos devem ser retidos ou eliminados nas etapas do tratamento que precedem a desinfecção ultravioleta, o que, em função das consideráveis proporções, geralmente ocorre por sedimentação ou filtração (Gonçalves et al. 2003).

2.7 REPARAÇÃO DOS DANOS FOTOQUÍMICOS

Ao longo de seu processo evolutivo, os microrganismos desenvolveram mecanismos bioquímicos próprios capazes de recuperar lesões causadas por fontes externas, selecionando e preservando as espécies.

Quando expostos a uma dose subletal de radiação ultravioleta, por exemplo, os microrganismos têm a habilidade de reparar os danos causados na estrutura do seu DNA e voltar ao estado ativo em que a reprodução é novamente possível (USEPA, 1986).

A importância biológica do reparo no DNA é indicada pela grande variedade de mecanismos de reparo, mesmo em organismos simples como *E.coli*. Na verdade, a *E.coli* foi originalmente a espécie mais estudada e, ainda, é a mais conhecida em relação ao reparo por excisão de nucleotídeos, servindo como modelo para a elucidação dessa via de reparo em outros organismos (Schuch, 2009).

Os sistemas de reparo incluem enzimas que reverterem as modificações químicas das bases de nucleotídeos, bem como sistemas multienzimáticos mais complexos que dependem da redundância inerente da informação em DNA de fita dupla para restaurar a molécula danificada (Voet et al. 2008).

Os mecanismos principais de recuperação dos microrganismos irradiados com radiação ultravioleta incluem os processos enzimáticos da fotorreativação e da recuperação no escuro (Chernicharo et al. 2001; Gonçalves et al. 2003; USEPA; 2006; Tinôco, 2011).

A fotorreativação é a reversão direta de dímeros de timina pela enzima fotoliase na presença de radiação visível e a reparação no escuro se refere à capacidade da maioria das células para reparar os danos induzidos ao seu DNA pela ação de várias enzimas com nenhuma exigência de luz (Locas et al., 2008).

Através do processo de fotorreativação, sob determinadas condições, alguns microrganismos dotados de sistema metabólico funcional são capazes de produzir uma enzima que utiliza a energia das radiações luminosas entre 300 e 500 nm para quebrar a ligação entre os dímeros de timina. Os dímeros de citosina não são quebrados por esse processo e algumas inversões na sua formação são promovidas por meio de mecanismo, ainda, não completamente esclarecido (Wright & Cairns, 1998).

A recuperação no escuro corresponde à substituição de nucleotídeos lesados pela radiação ultravioleta. Neste mecanismo de reparo, segmentos inteiros de ácido nucleico são extraídos e sem danificar o segmento complementar é usado como molde para reparar e substituir o segmento danificado (Wright & Cairns, 1998).

Este processo é chamado de recuperação por excisão-ressíntese, e é feito na ausência de radiação. Pode ser dividido em 4 passos: (1) reconhecimento do dano; (2) abertura local do duplex de DNA no sítio da lesão; (3) incisão dupla na fita contendo a lesão; e (4) ressíntese do novo fragmento de DNA e sua ligação pela DNA ligase 1 (Schuch, 2009).

A recuperação no escuro, como dito anteriormente, não necessita de radiação solar e é demonstrada em quase todas as bactérias. Os esporos não possuem metabolismo ativo, mas a reparação começa após a germinação. Já os vírus não têm metabolismo, portanto não podem reparar danos à seu genoma. No entanto, vários vírus têm sido mostrados que podem

utilizar as enzimas de reparação da célula hospedeira. Isto é sugerido como sendo a causa da alta resistência de adenovírus, um vírus de DNA de cadeia dupla, que pode usar o mecanismo de reparação da célula hospedeira, enquanto que os vírus de RNA não podem (Hijnen et al., 2006).

Portanto, segundo Chernicharo et al. (2001), ao avaliar a eficiência da desinfecção realizada com radiação ultravioleta, devem-se considerar os microrganismos que são capazes de se recuperar após a irradiação.

Segundo Kollu (2014), há de se distinguir os termos "reativação" e "recrescimento", os quais são utilizados muito, frequentemente, como sinônimos. A reativação pode ser definida como a capacidade de um organismo para se reparar, por meio quer da fotorreativação ou reparação no escuro e, assim, recuperar a capacidade de se multiplicar e, possivelmente para infectar, depois de ter sido induzida com os danos ultravioleta. O novo crescimento, por outro lado, deve referir-se ao crescimento da população, devido a organismos saudáveis que sobrevivem ao processo de desinfecção, sem qualquer dano significativo.

A capacidade de um organismo para se reparar parece depender de um número de fatores, incluindo a dose, a intensidade e o tempo de exposição à radiação ultravioleta, o comprimento de onda ultravioleta, o tipo de organismo e as condições de exposição após à ultravioleta (Kollu, 2014).

A fotorreativação pode ser controlada, aumentando a dose de radiação no sistema de desinfecção. No caso de doses elevadas de radiação, a quantidade de dímeros é maior que a capacidade de recuperação do microrganismo, não havendo tempo para reverter todas as alterações antes que se inicie a duplicação da célula (Martins, 2006).

Portanto, a dose correta de ultravioleta é uma variável importante para o dimensionamento de instalações de desinfecção.

Nas bactérias, a amplitude da capacidade de fotorreativação está relacionada à extensão do dano fotoinduzido, à exposição à radiação entre 300 e 500 nm e ao pH e temperatura da água (Wright & Cairns, 1998).

Meiting et al. (2011) estudaram o potencial de crescimento e reparação de *E.coli*, de coliformes fecais e da *Bacillus subtilis*, após desinfecção por uma lâmpada ultravioleta de baixa pressão, investigando os efeitos da fotorreativação e da reparação no escuro. O maior percentual de fotorreativação observado foi para *E. coli* (29%) e coliformes fecais (15%). A *B. subtilis* mostrou pouca fotorreativação sob as mesmas condições, 8 à 10 horas após a irradiação com ultravioleta em uma dose de 5 mJ.cm⁻².

E. coli e coliformes fecais são mais sensíveis à luz ultravioleta do que *B. subtilis*, possivelmente por que esta última forma esporos. Este estudo revelou que doses maiores de ultravioleta levou a uma menor taxa de fotorreativação, como também, maior o dano induzido por ultravioleta, necessitando de períodos de tempo mais longos para o reparo. Como cada microrganismo contém em média 20 enzimas fotoliase, e cada enzima pode reparar cerca de cinco dímeros por minuto, fica claro que o nível populacional de bactérias, após reparação nunca pode atingir a população inicial de bactérias antes da irradiação ultravioleta. Os autores concluíram que espécies diferentes de bactérias exibem diferentes respostas à luz ultravioleta como, também, diferentes potenciais de reparação, indicando, portanto, modelos de reparação diferentes (Meiting et al., 2011).

Martin & Gehr (2007) detectaram que os maiores danos ao DNA ocorreram em elevadas doses de ultravioleta e, conseqüentemente, é necessário tempo adicional para a máxima fotorreativação, já que o número de enzimas fotoliase ativas está limitada, semelhante ao resultado citado por Meiting et al. (2011).

Em certa medida, a fotorreativação aumenta a resistência dos microrganismos à radiação ultravioleta. Esse fato é, particularmente, importante nas situações em que o efluente desinfetado é lançado em sistemas receptores abertos, como rios e lagos. A radiação solar ao incidir nesses sistemas pode reativar uma parcela significativa dos microrganismos inativados (Martins, 2006).

Tosa & Hirata (1999) sugerem que, quando a água desinfetada por ultravioleta é descarregada em sistemas abertos, um aumento na dose ultravioleta deve ser considerado durante o projeto, visando impedir ou diminuir a fotorreativação dos microrganismos. Corpos receptores com baixa turbidez, e rasos, são mais suscetíveis à fotorreativação, enquanto os com alta turbidez e profundos são menos suscetíveis (USEPA, 1986).

2.8 FATORES QUE INFLUENCIAM A DESINFECÇÃO SOLAR

Na desinfecção solar, a redução dos microrganismos patogênicos ocorre pela ação conjunta da radiação ultravioleta e infravermelha provenientes do sol. A radiação ultravioleta promove a modificação do DNA dos microrganismos e a radiação infravermelha ocasiona o aquecimento da água para temperatura acima de 50° C, tornando assim o meio incompatível para o desenvolvimento da maioria dos microrganismos patogênicos (Acra, et al., 1984; Wengelin, et al., 1994; Sommer, et al., 1997, SODIS, 2003f; Spuhler et al., 2010, Arbage et al. 2013).

A exposição da água ou efluente à radiação solar é uma interação complexa de processos físicos, químicos e biológicos, e como tal, tem os seus limites. Segundo Torrico & Fuentes (2005), a velocidade de destruição dos microrganismos é influenciada por vários fatores, sendo os mais importantes:

- Disponibilidade e distribuição espectral da radiação solar em um local específico;
- A intensidade da radiação solar durante o tempo de exposição, que depende da localização geográfica (ou seja, latitude), as variações sazonais e nebulosidade, alcance efetivo dos comprimentos de onda de luz e a hora do dia;
- O tipo de microrganismo exposto, a natureza e a composição do meio, e a presença de nutrientes capazes de suportar o crescimento e multiplicação de diferentes microrganismos;
- As características de absorção espectral da água (isto é, grau de turbidez) e a profundidade, sendo ambos os fatores importantes ao determinar o grau de penetração da radiação solar e a capacidade para proteger os microrganismos dos efeitos letais.

Já Sánchez Román et al. (2007), SODIS (2002) e Felix (2010) citam que a capacidade de desinfecção solar depende de fatores como a turbidez, altura da lâmina de água no reator, condições climáticas, tempo de exposição solar, intensidade solar, temperatura e concentração de oxigênio.

A seguir serão descritos os fatores que influenciam a desinfecção.

2.8.1 Características das águas residuárias

Dentre as características das águas residuárias que tem importância para a desinfecção, vale citar a vazão, sólidos suspensos e coloidais, concentração inicial de bactérias e, ainda, alguns contaminantes que podem restringir a transmissão da radiação ultravioleta através da água, reduzindo a dose que deveria atingir os microrganismos.

Esses contaminantes incluem turbidez, ferro, ácido húmico e fúlvico, como também partículas em suspensão que podem abrigar microrganismos, interferindo na qualidade do tratamento (Monteiro, 2005). Quanto maior a concentração destes compostos no efluente, menor a disponibilidade de radiação ultravioleta e sua consequente absorção pelos organismos (Martins, 2006).

O Quadro 7 apresenta alguns compostos químicos presentes nos esgotos domésticos e respectivos efeitos na desinfecção por radiação ultravioleta.

Quadro 7. Características das águas residuárias domésticas e respectivos efeitos na desinfecção por ultravioleta.

Características das águas residuárias	Efeitos na desinfecção com radiação ultravioleta
Amônia, nitrito e nitrato	Pouco efeito
DBO	Pouco efeito. Mas, se grande parcela da DBO é caracterizada por composto húmicos e, ou insaturados (ou conjugados) a transmitância pode ser diminuída.
Dureza	Afeta a solubilidade dos metais que podem absorver luz ultravioleta.
Substâncias húmicas e ferro	Alta absorbância de radiação ultravioleta.
pH	Afeta a solubilidade dos metais e carbonatos
SST	Absorvem a radiação ultravioleta e protegem as bactérias agregadas.

Fonte: USEPA (1999b).

Segundo Gilboa & Friedler (2008), Fenner & Komvuschara (2005), a presença de substâncias orgânicas, também, não é desejável, além de diminuir a transmissão da radiação ultravioleta, podem sofrer foto-degradação. Já a presença de nutrientes na água favorece o crescimento de algas na presença da radiação solar (Esteves, 2011).

A presença de íons, nutrientes e matéria orgânica, além dos efeitos relatados acima, fornecem base sólida para a sobrevivência e crescimento dos microrganismos (Marugán et al., 2010).

Uma das características da água que é de preocupação particular é a presença de partículas, sendo que em fontes de água, as partículas podem existir num estado disperso, como entidades únicas; ou sob a forma de agregados, como flocos. O mesmo princípio aplica-se também aos microrganismos, os quais podem ser dispersos (livre) ou em agregados em conjunto com outras partículas e, ou microrganismos (Kollu, 2014).

Os microrganismos quando formam agregados entre si ou com outras partículas, em condições ambientais favoráveis, garantem uma melhor assimilação dos alimentos e proteção contra estresses ambientais, desta forma, tais agregados são denominados coletivamente de flocos. Diferentes organismos presentes na água (bactérias, fungos, vírus e protozoários), juntamente com os outros constituintes orgânicos e inorgânicos formam flocos em uma rede polimérica mantendo-se juntos (Kollu, 2014).

Na desinfecção de águas residuárias, a agregação ou oclusão dos microrganismos nas partículas de matéria em suspensão impede a penetração da radiação ultravioleta, o que reduz a eficiência da inativação (Figura 7). Os sólidos em suspensão presentes podem esconder bactérias patogênicas no seu interior que, assim, ficariam protegidas, ou blindadas contra a

radiação, impedindo que os microrganismos sejam irradiados. Por isto, a eficiência da desinfecção em amostras com turbidez elevada é bastante reduzida (SODIS, 2002).

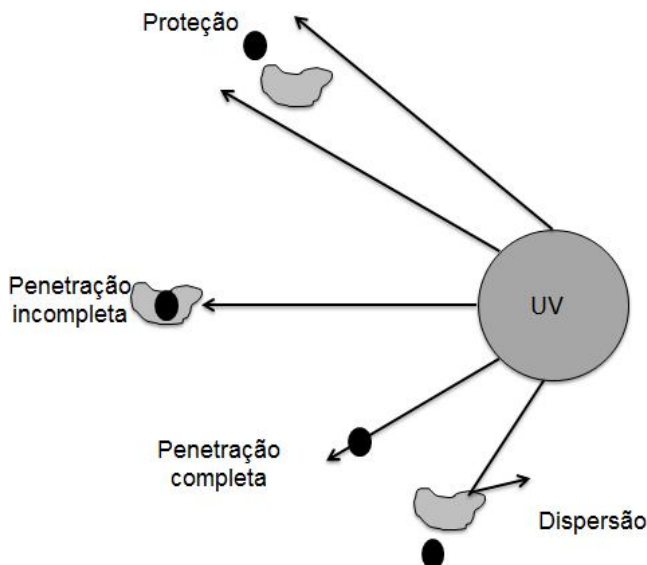


Figura 5. Efeitos das partículas de matéria em suspensão na desinfecção por ultravioleta.
Fonte: Gonçalves et al., (2003).

A turbidez é utilizada como parâmetro para caracterizar as propriedades ópticas dos líquidos que contém partículas em suspensão, provocando absorção e desvio da radiação. O aumento da turbidez e da profundidade da água leva a uma menor eficiência do processo de desinfecção, se considerado um tempo fixo de exposição (Morgado, 2008).

Águas mais turvas demandam maior tempo de exposição para efetiva desinfecção, ou, dependendo da intensidade da turbidez, não serão passíveis de desinfecção eficaz. Nesses casos a remoção dos sólidos suspensos pode ser realizada por meio da filtração apesar de aumentar os custos envolvidos no tratamento (Daniel et al. 2001).

Aumentando-se a profundidade da água, também, reduz a quantidade de radiação apta a atravessar a coluna total de água, devido à dispersão da radiação ultravioleta. A quantidade de radiação atenuada por este efeito varia com o comprimento de onda, por exemplo, para comprimentos de onda que vão de 200 a 400 nm a redução na intensidade não atinge 5 % por metro de profundidade de água; no entanto para comprimentos de onda mais longos, pode chegar a até 40% por metro de profundidade (Caslake et al. 2004). Portanto a profundidade da lâmina d'água adotada no recipiente interfere de forma significativa no tempo necessário para completa inativação dos organismos patogênicos.

A Figura 6 ilustra a fração de radiação remanescente dentro de uma coluna de água para uma determinada profundidade de água, variando com a turbidez, por exemplo, para

uma profundidade de 0,10 m e com turbidez de 26 UNT, a radiação UV-A é reduzida pela metade (SODIS, 2003d).

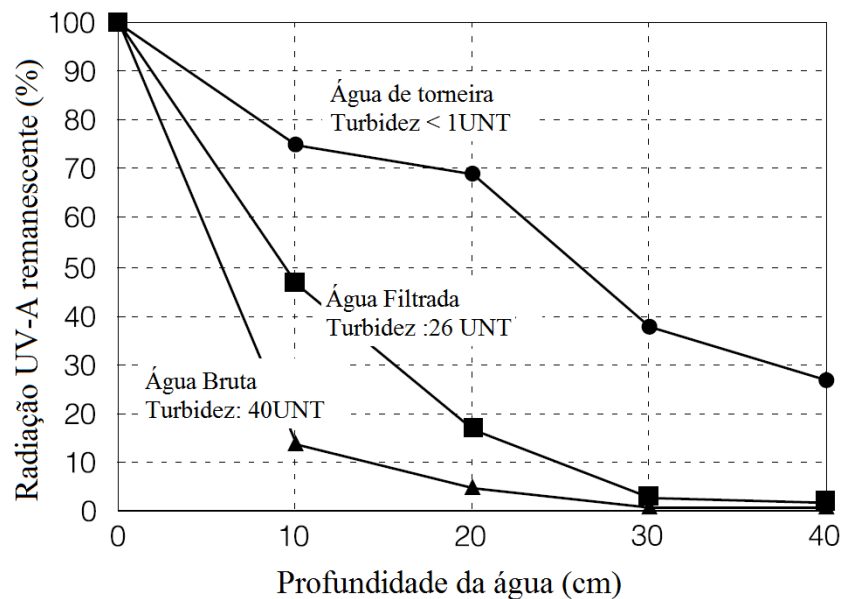


Figura 6. Efeito da turbidez e profundidade da água sobre a desinfecção solar.
Fonte: SODIS (2003d).

Apesar do efeito negativo da turbidez, em testes realizados sob condições controladas, observa-se que, mesmo com elevada turbidez (~110 UNT) e elevado grau de contaminação (10^9 UFC.100 mL⁻¹), a eliminação total de coliformes foi alcançada em dia ensolarado, na cidade de Brasília, com um tempo de exposição de duas horas e temperatura da água de 50°C. Em que a temperatura da água atingiu 50°C após duas horas de exposição e permaneceu acima dessa temperatura por mais de três horas (Brandão, 2000).

Kehoe et al., (2001), utilizaram amostras de água com turbidez de 300 UNT em recipientes “pet” de 500mL, conseguindo total destruição de *E. coli* em um período de 8,5 horas para dias totalmente ensolarados na Malásia (radiação média de 956 W.m⁻²). Já para dias nublados (média de 190 W.m⁻²), apenas as amostras com 100 UNT foram completamente inativadas, ocorrendo ainda o recrescimento bacteriológico após 24 horas. Segundo os autores, águas com turbidez elevada além de diminuir a inativação bacteriana, também, podem facilitar o recrescimento bacteriano, por isso é interessante antecedendo a exposição solar, um processo de filtração ou decantação.

Segundo recomendações da USEPA (1999b) e SODIS (2003d), a concentração de sólidos suspensos totais não deve exceder a 30 mgL⁻¹ para que a radiação emitida atinja o microrganismo.

Pesquisas desenvolvidas no PROSAB mostraram boa inativação de coliformes termotolerantes por radiação ultravioleta em efluentes com 20 mgL⁻¹, 30 mgL⁻¹ e 40 mgL⁻¹ de SST (Chernicharo et al., 2001).

Templeton et al. (2005) examinaram o efeito das partículas com características diferentes (partículas de argila inorgânica, ácidos orgânicos e partículas de lodo ativado) e seus efeitos de proteção aos vírus na desinfecção por ultravioleta. O estudo revelou uma forte evidência para a importância da composição da partícula dos flocos na inativação ultravioleta: o grau mais elevado de proteção foi observado com as partículas orgânicas de ácidos húmicos, seguido por partículas de lodo ativado, enquanto que as partículas de argila não ofereceram nenhuma proteção significativa.

O efeito de proteção, também, observado nas partículas de lodos ativados foi atribuído ao seu material orgânico, no entanto maior proteção foi observada nas partículas de ácidos húmicos possivelmente, devido ao seu maior grau de pureza de conteúdo orgânico. Os resultados sugerem que a composição química de partículas (por exemplo, partículas com conteúdo orgânico com elevada absorção à ultravioleta) pode ser um fator crítico para a sobrevivência dos vírus associado à partículas durante a desinfecção (Templeton et al., 2005).

A fim de investigar o impacto das características da qualidade da água na inativação de *E. coli* sob exposição à radiação solar direta, Wilson (2010) empregou águas sintéticas com características variadas. Os dois principais componentes da qualidade da água investigados incluíram a "cor" da água que foi variada por ajustamento da concentração de ácido húmico, e a "turbidez" da água, que foi ajustado por meio da adição de partículas de argila (caulim), substância inorgânica. Em águas com cor elevada verificou-se que a inativação bacteriana após sete horas de exposição ao sol foi inversamente proporcional à concentração de ácido húmico. Nas águas em que o ácido húmico não foi adicionado, o número de *E. coli* foi reduzido em 5,8 unidade log.

Em relação à turbidez, o autor não observou evolução entre inativação de *E. coli* e a quantidade de partícula inorgânica, nos níveis de turbidez testados (variaram de 25 a 200 UNT). Com base nos resultados destes experimentos o autor concluiu que a cor e o teor de matéria orgânica dissolvida da água tiveram forte impacto sobre a desinfecção solar, mais do que a presença de partículas inorgânicas. Isto implica que, mesmo se a água tem nível de turbidez muito abaixo do nível recomendado pelo SODIS (< 30 UNT), mas se a mesma contém elevada concentração de matéria orgânica natural (> 16 mgL⁻¹ como ácidos

orgânicos, cor > 200 mg.Pt-Co.L⁻¹), a desinfecção completa não pôde ser atingida após seis horas de exposição à radiação solar (Wilson, 2010).

2.8.2 Presença de oxigênio

O efeito bactericida da radiação solar na água depende, também, do nível de oxigênio dissolvido. O oxigênio presente na água durante a exposição à luz solar produz espécies reativas de oxigênio (ROS- Reactive Oxygen Species), como OH[•], H₂O₂ e O² (Alves, 2015).

O peróxido de hidrogênio, por sua vez, através da catálise, pode ser convertido em radical hidroxila (OH[•]), que apresenta reatividade inferior apenas ao flúor (Botto, 2006). Estas espécies químicas são altamente oxidantes e têm grande importância no ponto de vista da desinfecção, auxiliando na inativação de microrganismos, através do processo chamado de desinfecção foto-oxidativa solar (solar photo-oxidative disinfection) e apesar de não apresentar efeitos residuais quando a água é retirada da presença de radiação, reduz o tempo de exposição necessário para inativação de microrganismos, como no caso de *E. coli*. (SODIS, 2003e).

Segundo Reed et al. (2000), apesar desses radicais serem muito reativos, os mesmos possuem curto período de vida, limitando sua eficiência no processo de desinfecção.

Botto et al. (2009) estudaram a influência da agitação manual de amostras de água submetidas à desinfecção solar na eficiência de inativação de coliformes termotolerantes. Recipientes com agitação prévia e sem agitação foram expostos à radiação solar no horário das 9 às 15 horas (seis horas no total) e analisados o teor de oxigênio dissolvido e nível populacional de coliformes termotolerantes de hora em hora. Com a agitação manual, houve oxigenação considerável nas amostras de água (máxima concentração de OD de 6,61 mgL⁻¹ nas amostras de águas agitadas e de 5,56 mgL⁻¹ nas amostras sem agitação), porém o aumento do teor de oxigênio dissolvido na água não teve efeito significativo sobre a inativação dos coliformes termotolerantes ($p > 0,05$).

Já Félix (2010) em seu estudo chegou à conclusão de que a concentração de oxigênio na água influenciou, significativamente, o processo de desinfecção e permitiu reduzir o tempo de exposição solar de cinco horas para quatro horas na desinfecção total da água, sob temperatura média de 50 °C e intensidade solar média acima de 800W.m⁻². Os recipientes “pet” que sofreram agitação manual apresentaram desinfecção total (100%), além de que não foi observado recrescimento bacteriano após 48 horas de confinamento.

Entretanto, Kehoe et al. (2001) diverge que a agitação dos recipientes com consequente aumento nos níveis de oxigênio, aprimore a desinfecção solar. Em seu estudo o autor chegou à conclusão de que a agitação dos frascos durante a exposição aos raios solares não é vantajosa e na verdade pode até prejudicar o processo de desinfecção.

Segundo o autor, o equilíbrio nos níveis de oxigênio é inversamente proporcional à temperatura da água. A agitação causa um equilíbrio imediato entre a água e o ar preso no recipiente, como resultado, os níveis de oxigênio dissolvido diminuem a uma taxa muito mais elevada em amostras agitadas enquanto que, amostras não agitadas tendem a conservar os seus níveis de oxigênio dissolvido, demonstrando assim que os benefícios da agitação é apenas após a coleta da água ou no início da exposição solar, quando dependendo da fonte de água, podem ter baixos níveis de oxigênio, devido a fatores ambientais, garantindo assim um nível de oxigênio satisfatório para iniciar o processo de desinfecção. No tempo zero, a temperatura é geralmente a mínima e, por conseguinte o nível de oxigênio será o máximo (Kehoe et al., 2001).

2.8.3 Temperatura e tempo de exposição solar

Segundo Madigan et al. (2004), à temperaturas elevadas, além da diminuição das funções enzimáticas, com a desnaturação das proteínas, ocorre também o aumento da permeabilidade da membrana.

Todos os microrganismos apresentam uma faixa de temperatura onde se desenvolvem plenamente. Nesta faixa de temperatura pode-se determinar as temperaturas mínima, ótima e máxima, para cada microrganismo. Sob essa temperatura os microrganismos são capazes de incorporar nutrientes a partir do ambiente, conduzir pelas vias catabólicas e anabólica necessárias para o crescimento e divisão celular, o que resulta no crescimento de uma população (Apella & Araújo, 2005).

Dentro deste intervalo, se distingue uma temperatura ótima em que, tanto o transporte como o metabolismo, alcançam uma velocidade máxima em relação ao ambiente em que se encontra o microrganismo. Os três valores de temperatura, mínimo, ótima e máxima, servem para classificar os microrganismos, conforme é apresentado no Quadro 8.

Quadro 8. Classificação dos microrganismos baseados na temperatura.

Temperatura °C				
Grupo	Mínima	Ótima	Máxima	Exemplos
PSICRÓFILOS				
Obrigatórios	<0	10-15	<20	<i>Flavobacterium</i>
Facultativos	0 15-20	15-30 30-40	>25 <45	Bactérias de deterioração de alimentos
MESÓFILOS				Maioria das bactérias
TERMÓFILOS				
Facultativos	35	42-45	>50	<i>Thermus aquaticus</i>
Estritos	45	50-75	>80	<i>Thermoproteus</i>
Extremos	65	80-105	>100	<i>Pyrolobus fumarii</i>

Os microrganismos são sensíveis à temperatura quando este atinge uma faixa superior à temperatura máxima de crescimento microbiano, que no caso dos enteropatogênicos humanos e dos coliformes é, em geral, levemente superior a aproximadamente 45°C (Santos et al. 2009).

Os agentes patogênicos que afetam os seres humanos são adaptados para viverem nos intestinos de pessoas, onde encontram um ambiente úmido, escuro e temperaturas que variam entre 36 °C e 37 °C (SODIS, 2002).

A *E.coli*, por exemplo, é uma bactéria mesófila típica, pois apresenta um ótimo de crescimento em temperaturas medianas. Quando cultivada em um meio complexo, a temperatura ótima corresponde a 39 °C, a máxima, a 48 °C, e a mínima, a 8 °C. Mas esses valores podem sofrer ligeiras alterações nas diferentes linhagens e em relação aos meios utilizados para o cultivo (Madigan et al. 2004). Com uma temperatura máxima de crescimento à aproximadamente 48° C, acima do qual não consegue sobreviver por períodos prolongados, não é surpreendente que os estudos têm encontrado que a inativação de *E. coli* à radiação solar e outras bactérias sejam mais eficazmente à temperaturas superiores a 45 à 50 °C (Wegelin et al. 1994).

No entanto fora do corpo humano, a maioria dos microrganismos patogênicos são muito sensíveis, não toleram temperaturas elevadas e nem possuem mecanismos de proteção à radiação ultravioleta, como não podem multiplicar-se, acabam morrendo (SODIS, 2002).

Em relação à temperatura ideal para inibir o crescimento de microrganismos, convém ter cautela quando se estabelece um valor, já que a temperatura de inibição está relacionada com a espécie de microrganismo (Da silva, 2007).

Segundo experiências do SODIS, a exposição solar à 50 e 60°C durante uma hora inativa e mata os microrganismos enteropatogênicos (SODIS, 2002).

Na água, mesmo com algumas bactérias tendo a capacidade de formar esporos, o que as tornam particularmente resistentes ao calor, em geral pode-se afirmar que a maioria das

bactérias morrem entre os 40 e 100°C, enquanto que as algas, protozoários e fungos morrem entre os 40 e 60°C (Márquez-Bravo, 1998).

Amaral et al. (2006) verificaram que, após 12 horas de exposição solar, ocorreram reduções de 99,9% e 100% nos números de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Para confirmar a eficiência, foi constatada a ausência de recrescimento de todos os microrganismos pesquisados após 12 horas de exposição ao sol.

Veloso (2010) estudou a influência de diferentes temperaturas na inativação das bactérias *Escherichia coli* K12A15, *E. coli* ATCC11229, *Serratia marcescens* e *Salmonella typhimurium* TA102 e concluiu que todas as bactérias analisadas só foram inativadas a partir de 47°C. Para a *E. coli* K12A15 o tempo de inativação à 47° C foi de 60 minutos, e para a *E. coli* ATCC 11229 de 30 minutos.

Segundo SODIS (2002), o ponto de morte térmica dos cistos de amebas e *Giardia* são de 57 ° C (durante 1 minuto de exposição), ou seja, a exposição ao sol em recipientes “pet” destroem estes agentes patogênicos se a água atinge a temperatura de 57 °C, durante 1 minuto ou se água mantém uma temperatura de 50° C durante 1 hora.

Segundo Sobsey (2002) quando as temperaturas não atingem 50°C, a diminuição no número de bactérias e esporos é muito menor. Essa redução é menor quando há calor sem a ação ultravioleta do que na presença de calor e radiação ultravioleta. Dessa forma, alcançar uma temperatura suficientemente alta, 55 °C ou superior, durante várias horas, é um fator importante para a inativação microbiana por sistemas de desinfecção solar.

Ubomba-Jaswa et al. (2010) desenvolveram um reator solar aperfeiçoado com capacidade de 25 L, baseado nos seguintes princípios: uso de material de baixo custo, resistência e gastos inexpressivos com manutenção. Os resultados obtidos com o uso desse reator foram promissores e mostraram que em dias ensolarados é possível remover completamente as populações de *E. coli* com apenas cinco horas de exposição à radiação solar e, quando a temperatura da água excedeu 45 °C, foi possível inativar completamente as bactérias mesmo em águas com elevada turbidez (100 UNT), em sete horas de exposição ao sol.

De acordo com SODIS (2002) os recipientes “pets” utilizados para desinfecção solar não são os recipientes mais eficazes já que tem uma área pequena de exposição e uma profundidade de água relativamente elevada (6 à 10 cm). Como consequência, a razão de exposição/volume de área água é bastante baixa, o que significa que a água não vai ser aquecida à temperatura mais elevada possível e a intensidade da radiação UV-A, sendo bastante reduzida na parte inferior do recipiente. Como alternativa, tem-se produzido sacos

(bolsas Sodis) feita de pet transparente (parte superior) e preto (parte inferior), com uma área maior a exposição e profundidade de água inferior a 6 cm, melhorando o processo de inativação. A diferença média de temperatura é de cerca de 2 à 3 °C maior nas sacolas sodis em relação aos recipientes pet.

Na tentativa de potencializar o aquecimento da água e, conseqüentemente, aumentar a eficiência da desinfecção solar, alguns métodos são listados, tais como usar o recipiente pet com a metade inferior pintada de preto, o que permite obter temperaturas de água maior em cerca de 5 °C, em comparação com os recipientes sem pintura (SODIS, 2002; Navntoft et al., 2008).

Outro método utilizado são os concentradores solares, e a adição de fotocatalíticos (Spuhler et al., 2010). Estes concentradores solares são construídos em material simples, com chapas de aço ou placas de madeira com formato retangular, quadrado ou parabólico e revestidos com material refletor (alumínio, papel espelhado, folha de alumínio).

O Instituto Mexicano de Tecnologia de Água (IMTA), propõe um concentrador solar, construído com material simples, como chapas de aço ou placas de madeira revestidas com papel alumínio onde acima desse material pode-se colocar até três recipientes de “pet” simultaneamente para desinfecção. Com o uso do concentrador reduzem-se duas horas de exposição solar e atinge-se uma eficiência de 99,99% de inativação de coliformes totais. Sem o uso do concentrador são necessárias seis horas de exposição para a mesma remoção bacteriológica (Herrera, 2003).

Paterniani & Da Silva (2005) confirmaram que o uso do concentrador solar proposto pelo IMTA permitiu reduzir o tempo de exposição ao sol de seis horas para quatro horas, sem prejuízo da eficiência da desinfecção solar, uma vez que, mesmo com duas horas de exposição a menos, o concentrador solar inativou 99,89% de coliformes totais e 100% de *E. coli* para quatro horas de exposição, enquanto que sem o uso do concentrador a eficiência foi de 99,56% para coliformes totais e 96,48% para *E. coli* em seis horas de exposição ao sol. Adicionalmente, com o uso do concentrador, puderam-se atingir temperaturas de até 70°C, ou superior.



Figura 7. Concentrador solar montado com revestimento de papel alumínio.
Fonte: Paterniani & Da silva (2005).

Ao contrário dos processos fototérmicos (pasteurização e destilação) onde a radiação direta é primordial, no caso da desinfecção solar, o mais importante é a radiação total, ou seja, em dias ligeiramente nublados mesmo a soma da radiação solar direta sendo baixa, mas a radiação solar difusa por reflexão das nuvens é considerável, o processo de desinfecção funcionará. Isto é particularmente importante porque se opõe à ideia de que o processo de desinfecção só funciona em dias ensolarados. Isto se deve ao fato de que mesmo em dias nublados o componente ultravioleta da radiação difusa é relativamente importante. No entanto, durante os dias extremamente nublados e chuvosos deve-se optar por um método alternativo de desinfecção (Márquez-Bravo, 1988).

Segundo Kehoe et al. (2001) a inativação de *E. coli* pode ser aumentada por um fator de quase duas vezes através da adição de uma folha de alumínio nos recipientes de modo a refletir a ultravioleta e visível, aumentando, assim, o componente óptico do processo.

Navntoft et al. (2008) observaram que ao utilizar o CPCs – um sistema de refletores constituído de espelho com formato parabólico – houve uma melhora na eficiência da desinfecção solar. Em dias claros, com o uso do CPC foi possível atingir inativação completa (unidade de redução superior a 5 unidades log na população bacteriana para abaixo do limite de detecção $4 \text{ UFC}_{100 \text{ mL}^{-1}}$), uma hora antes do que o sistema montado sem o uso do CPC. Em dias nublados, apenas os sistemas equipados com CPCs alcançaram inativação completa. Mesmo com o uso do CPC, em nenhum dos testes realizados foi registrado temperaturas maiores que 33°C , apesar de que a inativação completa foi alcançada.

Dessa forma os autores atribuíram a inativação bacteriana apenas ao efeito de radiação ultravioleta. Os sistemas sem CPC requerem mais energia, aproximadamente 40% a mais do que os sistemas equipados com CPC, para atingir a mesma inativação bacteriana.

O CPC foi ratificado como tecnologia de melhoramento da desinfecção solar, permitindo que mais radiação alcance um determinado volume, o que conduz a uma redução no tempo de exposição solar, permitindo assim o tratamento de maiores volumes de água no mesmo dia (Navntoft et al., 2008).

Segundo Malato et al. (2016) os CPCs são dispositivos de concentração óptico ideal, pois toda a radiação solar que atinge a área de abertura do CPC (direta e difusa) pode ser coletada e direcionada ao reator. A radiação refletida pelo CPC é distribuída ao redor do receptor tubular de modo que quase toda a circunferência do tubo receptor é iluminada.

Martín-Domínguez et al. (2005) realizaram diferentes experimentos de desinfecção solar por vários meses, em estações secas e úmidas, com água das fontes mais contaminadas no Estado de Chihuahua, México. Os ensaios foram realizados expondo três tipos de recipientes contendo água: transparentes, parcialmente pintado de preto (uma metade da garrafa, ao longo do eixo longitudinal), e totalmente preto, como também a presença e ausência de concentradores solares.

Os autores concluíram que para esta zona geográfica, uma vez que mais de seis horas de radiação solar diária estão disponíveis durante a maior parte do ano, não há necessidade de utilização de concentradores para garantir a eliminação completa das bactérias. No entanto, a utilização de concentradores solares e recipientes parcialmente pintadas de preto aumentaram a inativação dos coliformes totais e *E. coli*, reduzindo o tempo de exposição necessário para desinfecção total para apenas duas horas (Martín-Domínguez et al., 2005).

Com a utilização de concentradores solares e recipientes parcialmente escurecidos, a temperatura da água atingiu 65 °C, enquanto que apenas 50 °C foram alcançados ao usar os mesmos concentradores e recipientes completamente transparentes. Ao utilizar recipientes totalmente pintadas de preto, nenhuma radiação adentrou no recipiente e para esse tipo de situação a desinfecção não é sempre assegurada, uma vez que o único efeito bactericida é a temperatura. A temperatura medida no interior dos recipientes levaram a conclusão de que a mesma não é um fator preponderante na eliminação de bactérias, e que é principalmente a radiação ultravioleta que determina a eficiência do método (Martín-Domínguez et al., 2005).

O Quadro 9 lista a temperatura e o tempo de exposição necessário para a eliminação de microrganismos. Nota-se que a água não tem que ser fervida para matar 99,9% dos microrganismos. Tem-se o mesmo efeito ao se aquecer a água à 50-60 °C durante uma hora (SODIS, 2002).

Quadro 9. Resistência térmica dos microrganismos.

Microorganismos	Temperatura para uma desinfecção de 100%		
	1 min.	6 min.	60 min.
Enterovírus			62°C
Rotavírus			63 °C por 30 min
Salmonella		62 °C	58 °C
Shigella		61 °C	54 °C
Vibrião da cólera			45 °C
Cistos de entamoeba histolytica	57 °C	54 °C	50 °C
Cistos de giárdia	57 °C	54 °C	50 °C
Ovos de áscaris	68 °C	62 °C	57 °C
Ovos de shistossoma	60 °C	55 °C	50 °C
Ovos de tênia	65 °C	57 °C	51 °C

Fonte: SODIS (2002).

Para Wegelin et al. (1994) os efeitos combinados de radiação ultravioleta e temperatura na inativação microbiana por meio da radiação solar já ficaram comprovados desde seus trabalhos. Nesses experimentos os autores analisaram duas amostras de águas submetidas à mesma radiação solar, e constataram uma redução de 99% de enterovirus após 42 minutos de exposição ao sol para uma temperatura da água em torno de 40° C. Porém quando a mesma água foi submetida à mesma radiação e a 20 °C de temperatura, o tempo para atingir o mesmo índice de inativação foi de 150 minutos.

Malato et al. (2009) consideram que as diferenças na velocidade de inativação de bactérias a temperaturas entre 12° e 40 °C são insignificantes, mas quando a temperatura sobe para 50 °C a ação bactericida é aumentada, provavelmente devido ao efeito sinérgico entre radiação e temperatura.

Conclui-se que a temperatura como único agente desinfetante não é capaz de inativar o vírus, porém amplifica significativamente o efeito da radiação sobre o microrganismo. Parece óbvio, também, que, sob condições de temperatura mais elevada, o efeito da temperatura por si só passe a ser significativo (Daniel et al. 2001).

Segundo Ubomba-Jaswa et al. (2009), para a temperatura desempenhar um papel na desinfecção solar, são necessárias temperaturas de pelo menos 45 °C. A partir de 45° C observou-se inativação de *E.coli* que inicialmente era de 10^6 UFCmL⁻¹ *E.coli* K-12, além de que não se registrou recrescimento bacteriano durante 24 e 48h de armazenamento sob temperatura ambiente. Os referidos autores afirmaram que nenhuma inativação completa ocorreu em temperaturas abaixo de 40 °C.

Sichel et al. (2007) demonstraram que para temperaturas superiores a 45 °C, em um processo de desinfecção solar, ocorre a interação sinérgica entre a temperatura elevada e radiação solar, elevando a eficiência de desinfecção e reduzindo-se o tempo de tratamento.

Além disso, Ubomba-Jaswa et al. (2010) afirmaram que quando a temperatura da água excedeu 45°C, foi possível inativar completamente bactérias em águas mesmo com elevada turbidez (100 UNT).

Nalwanga et al. (2014) evidenciaram completa inativação bacteriana ($< 1 \text{ UFC.100 mL}^{-1}$ para água potável) mesmo não tendo alcançado temperaturas acima de 45 °C. A inativação completa foi atingida em um reator de tubo de vidro de borossilicato de 25 L, em seis à sete horas de exposição solar contínua. Esta diferença no tempo de exposição necessário para conseguir a inativação completa de *E.coli*, é atribuída principalmente a inércia térmica associada ao grande volume de água, neste caso a temperatura da água aumenta lentamente durante a exposição solar em comparação com aqueles relatados para volumes menores de até 2,5 L, como foi o caso de Ubomba-Jaswa et al. (2010).

O reator de tubo de vidro utilizado por Nalwanga et al. (2014) é 10 vezes maior em termos de volume do que aquele usado por Ubomba-Jaswa et al. (2010), além de que o diâmetro do tubo é de 20 cm o que confere um percurso muito mais longo para a radiação solar, quando comparado ao diâmetro utilizado por Ubomba-Jaswa et al. (2010) que foi de 5 cm de diâmetro.

Para Gómez-Couso et al. (2009b), Botto & Motta (2008) e Dejung et al. (2007), muitos trabalhos com desinfecção solar, não atingem temperaturas acima de 45 °C, devido à localização geográfica, altitude, época do ano, entre outros fatores, por exemplo, em áreas montanhosas estão sujeitos a alta cobertura de nuvens por causa da elevação orográfica, e temperaturas mais frias do que ocorrem em altitudes mais baixas. Nesses casos, a desinfecção é consequência apenas da ação da radiação ultravioleta.

Para Dejung et al. (2007) e Wilson (2010) a combinação da energia térmica e radiação ultravioleta resulta num aumento da inativação apenas quando a temperatura da água excede os 50 °C. O EAWAG⁸ declarou que, em várias partes do mundo, as águas sendo tratadas pelo SODIS, raramente atingem temperatura acima de 50 °C. Com base nessas premissas, em águas com temperatura abaixo de 50°C, o mecanismo de desinfecção dominante é a radiação ultravioleta.

Berney et al. (2006b) compararam a eficiência de inativação através da desinfecção solar, para três diferentes cepas enteropatogênicas e compararam com a *E.coli*, que é a bactéria indicadora para testar a eficácia da desinfecção solar para bactérias entéricas. Os

⁸ EAWAG- Instituto Suíço Federal de Ciência Aquática e Tecnologia

resultados obtidos confirmaram ligeiro efeito sinérgico entre a luz solar e o calor ainda à 48 °C para *E. coli*.

A inativação de *E. coli* enteropatogênica - EPEC⁹ através da desinfecção solar foi estudada por Ubomba-Jaswa et al. (2008) por meio da utilização de um aparelho de simulação de energia solar. A EPEC foi exposta à luz solar simulada (885 W.m⁻²) durante períodos, até um tempo acumulado de quatro horas. Após quatro horas de exposição solar foi verificado a completa inativação com reduções de 7 unidades log. Mesmo não tendo alcançado uma temperatura acima de 45 °C, foi observado uma maior redução de EPEC quando a temperatura da água aumentou.

Giannakis et al. (2014a) investigaram os efeitos de vários fatores na inativação microbiana, entre eles: o tempo de exposição, temperatura de tratamento, população bacteriana inicial (*E. coli*) e a intensidade da radiação solar, simulando a desinfecção solar de águas residuárias tratadas à nível secundário. A população inicial de microrganismos foi de 10³, 10⁴, 10⁵ e 10⁶ UFCmL⁻¹, o tempo de exposição 1, 2, 3 e 4 horas, a temperatura de tratamento 20, 30, 40, 50 e 60 °C e a intensidade da radiação solar 0, 800 e 1200 W.m⁻².

Os autores concluíram que as amostras sem irradiação no efluente sintético secundário tratado de 20 à 40 °C mostrou um ligeiro crescimento durante o tratamento. Já a inativação térmica sem nenhum novo crescimento predominou à 50 °C e a inativação total foi observada à 60 °C em amostras não irradiadas. A 800 W.m⁻² e temperaturas de 50 °C ou maiores foi obtido uma eficiência de 99,9-100% na inativação da população bacteriana (População Final inferior a 1.000 UFCmL⁻¹). A irradiação à 800 W.m⁻², foi suficiente para suprimir o crescimento de 20 à 40 °C, mas não para proporcionar a desinfecção adequada em quatro horas de tratamento.

A sinergia entre radiação e a temperatura acima de 40 °C foi evidente, pois em todas as amostras submetidas à 60 °C a desinfecção ocorreu em apenas 1 hora, ou estando à 50 °C a eficiência ocorreu após quatro horas de tratamento. A irradiação à 1200 W.m⁻² resultou em desinfecção total (ausência de bactéria) em 4 horas (20 - 40 °C), em 1,5-4 horas (50 °C) ou em apenas 0,5 hora (60 °C), mostrando novamente a sinergia entre radiação e temperatura. O tempo de tratamento, a temperatura e intensidade são os parâmetros críticos para o processo de desinfecção, enquanto que a população inicial é insignificante para a eficiência de remoção (Giannakis et al., 2014a).

⁹ EPEC- *E. coli* enteropatogênica

Gómez-Couso et al. (2009a) desenvolveram um modelo matemático multi-fatorial para investigar os efeitos combinados da intensidade da radiação solar (200, 600 e 900 W.m⁻²), turbidez da água (5, 100 e 300 UNT) e o tempo de exposição (4, 8 e 12 horas) sobre a viabilidade e infectividade de oocistos de *Cryptosporidium parvum*. O processo de simulação de desinfecção solar ocorreu a uma temperatura constante de 30 °C. Todos os três fatores tiveram efeitos significativos ($p < 0,05$) na sobrevivência *C.parvum*, mas de todos os parâmetros avaliados, o maior coeficiente, correspondeu à intensidade da radiação.

Os resultados do experimento permitiram concluir que independentemente do tempo de exposição e do nível de turbidez, a menor intensidade de radiação avaliada (200 W.m⁻²) não teve um efeito estatisticamente significativo sobre a sobrevivência de oocistos. A percentagem de oocistos e a infectividade começou a diminuir quando as amostras foram expostas a radiação de intensidade igual ou superior a 600 W.m⁻². Na intensidade máxima de radiação (900 W.m⁻²), diminuições significativas tanto do potencial de viabilidade de oocistos como de infectividade foram observadas para os diferentes níveis de turvação e tempos de exposição. Reduções na infectividade de *C.parvum* começaram a ocorrer depois de 8 horas de exposição para amostras com um nível de turbidez de 5 UNT à intensidade de radiação de 600 W.m⁻², e tempos de exposição mais elevadas foram necessárias para amostras com 100 e 300 UNT (Gómez-Couso et al. 2009a).

Ainda neste estudo, mostrou-se que a capacidade infecciosa dos oocistos foi mantida em águas turvas, com até 12 horas de exposição e intensidade da radiação de 900 W.m⁻². Devido à alta sobrevivência dos oocistos como agentes infecciosos após a simulação de desinfecção solar por longos períodos de exposição, quando comparado a outros microrganismos indicadores de contaminação fecal, os autores concluíram que este protozoário pode ser um organismo modelo ideal para estudar resistência dos protozoários nos sistemas de desinfecção (Gómez-Couso et al. 2009a).

A resposta do vírus MS2 e da bactéria *E.coli* ao aquecimento solar e à radiação ultravioleta e a combinação de ambos, foram investigados por Jennifer et al. (2012), utilizando as condições reais de sol, e um simulador solar controlado. O calor apresentou maior inativação de *E.coli* comparado com o bacteriófago MS2. O aquecimento combinado com radiação ultravioleta demonstrou um efeito sinérgico sobre a inativação de *E. coli*, com a diferença de até 3 unidades log para temperaturas de 50 °C e insolação natural de 2.000 kJ.m⁻² (em comparação com a soma dos tratamentos separados). O calor acelerou o processo de danos ao DNA no tratamento combinado em comparação ao efeito apenas da irradiação. O recrescimento de *E.coli* foi observado quando ocorreu apenas a irradiação, no entanto, não

se observou recrescimento depois de expor as amostras de *E.coli* à 50 °C ou quando a irradiação foi combinada com calor de 50 °C (efeito sinérgico).

O tratamento térmico também dificultou a fotorreativação para *E.coli* tornando o tratamento mais eficaz. Foi verificado que o vírus MS2 é bastante resistente ao calor e à radiação, com um efeito sinérgico ligeiramente observado apenas em 59 °C e insolação solar natural de 5,580 kJ.m⁻². O ensaio de endonuclease - ESS, também realizado neste estudo, evidenciou que os danos ao DNA foram acelerados pelo calor. Quando as águas atingiram 50° C não foi observado recrescimento para *E. coli*, reforçando a hipótese de que o calor aumenta a permeabilidade da membrana celular e que dessa forma facilita a entrada dos produtos reativos (ROS) formados na irradiação, produzindo dano intracelular (Jennifer et al. 2012).

Vivar et al. (2017) estudaram a contribuição do componente térmico na desinfecção solar das águas do Rio Moros na Segovia. Ao estudar o efeito térmico isolado da componente ultravioleta, os resultados mostraram e confirmaram que as temperaturas próximas da temperatura de crescimento ótima dos diferentes microrganismos podem ter um efeito antagônico na desinfecção solar e retardar o processo. Segundo os autores, o ideal seria trabalhar abaixo das temperaturas de crescimento ótimo à altos níveis de irradiação ultravioleta sem efeito sinérgico, ou acima das temperaturas máximas de crescimento, com forte sinergia entre radiação ultravioleta e temperatura.

Estes resultados estão de acordo com Giannakis et al. (2014a), que estudaram os efeitos antagonísticos e sinérgicos da temperatura durante a desinfecção solar usando irradiação simulada e temperatura com um efluente secundário sintético para *E. coli*. Os resultados apontaram que elevando a temperatura de tratamento de 20 à 40 °C tem-se prejuízo à desinfecção, observando aumento na população bacteriana. Esse comportamento muda radicalmente acima de 40 °C, observando-se inativação bacteriana em vez de crescimento populacional. Tal dinâmica ocorre uma vez que trata-se de uma espécie mesofílica, que demonstram seu crescimento máximo na temperatura em torno de 37 °C, podendo desenvolver-se até 45 °C. Acima desta temperatura, há um estresse térmico aplicado às células, alterando a parede celular, além de danificar as proteínas e ácidos nucleicos, levando à morte bacteriana. A inativação torna-se mais visível quando a temperatura aumenta de 50 para 60 °C, resultando em inativação completa.

2.8.4 Dose de radiação ultravioleta

O termo dose de radiação ultravioleta é, frequentemente, utilizado na literatura para representar a exposição de um dado organismo à irradiação na faixa germicida. A eficácia da desinfecção ultravioleta é baseada no tempo de exposição e na intensidade da radiação, o produto do qual dá a dose de radiação ultravioleta (Kollu, 2014).

Uma maior eficácia da aplicação de uma alta intensidade ultravioleta durante um curto período de tempo é preferível que a aplicação de uma intensidade mais baixa durante um período de tempo mais longo. Sommer et al. (1997) sugerem que este efeito pode ser devido à ação de enzimas de reparação que são mais influenciadas negativamente pela alta intensidade de radiação ultravioleta.

Segundo Sanchez-Roman et al. (2007), a quantidade de energia necessária para a desinfecção solar não é um valor que pode ser instituído em horas de exposição, mas sim como um valor que deve ser estabelecido em função da fluência acumulada. A fluência acumulada refere-se à quantidade total de energia aplicada por unidade de área em relação ao tempo de exposição (W.m^{-2}), dependendo principalmente da época do ano e da latitude.

Na Tabela 2, apresenta-se uma compilação das doses de radiação ultravioleta para inativação de alguns microrganismos patogênicos aos seres humanos.

Tabela 2. Doses de radiação ultravioleta para inativação de alguns microrganismos patogênicos aos seres humanos.

	Microrganismo	Dosagem necessária (mWs.cm^{-2})	
		Inativação de 90%	Inativação de 100%
Bactéria	- <i>Bacillus paratyphosus</i>	3.200	6.100
	- <i>Clostridium tetani</i>	12.000	22.000
	- <i>Corynebacterium diphtheriae</i>	3.400	6.500
	- <i>Eberthella typhosa</i>	2.100	4.100
	- <i>Escherichia Coli</i>	3.000	6.600
	- <i>Legionella pneumophila</i>	380	2.760
	- <i>Mycobacterium tuberculosis</i>	5.400	10.000
	- <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	5.500	10.500
	- <i>Pseudomonas fluorescens</i>	3.500	8.600
	- <i>Salmonella enteritidis</i>	4.000	7.600
	- <i>Salmonella typhimurium</i>	8.000	15.200
	- <i>Sarcina lutea</i>	17.900	26.400
	- <i>Shigella dysenteriae</i>	1.700	3.400
	- <i>Staphylococcus aureus</i>	4.950	6.600
	- <i>Streptococcus viridans</i>	2.000	3.800
Vírus	-Bacteriófago da <i>E.coli</i>	3.600	6.600
	-Influenza	3.600	6.600
	-Poliovírus 1	28.000	42.000

(continuação)			
Protozoários	- <i>Giardia lamblia</i>	63.000	-
	- <i>Paramecium sp</i>	110.000	220.000
Nemátodo	-Ovo	51.00	92.000
Fungos		24.000	45.000

Fonte: Di Bernardo e Dantas (2005).

O efeito da dose de UV-A e a irradiância solar foram estudadas por Ubomba-Jaswa et al. (2009) para a inativação de *E.coli* K-12 usando a desinfecção solar. A *E.coli* K-12 foi semeada em águas de poços, com nível populacional de aproximadamente 10^6 UFC.100 mL⁻¹ e transferidos para tubos de vidro de borossilicato e expostos à radiação solar, em diferentes níveis de irradiância e doses de UV-A. Além disso, a *E.coli* K-12 também foi inoculada em recipientes pet e num sistema de fluxo contínuo (10 L.min⁻¹) para determinar o efeito de interrupção da dose de energia solar e seu efeito na inativação.

Os resultados demonstraram inativação completa para *E.coli* K-12, como sendo função da dose total entregue às bactérias, à qual deve ser mínima de > 108 kJ.m⁻² para as condições descritas (faixa espectral de 0,295-0,385 nm) e que independentemente da intensidade da radiação ultravioleta solar incidente, esta tem que ser entregue de uma forma contínua e ininterrupta. Para simular a interrupção de iluminação, o reator de tubo de vidro de borossilicato foi coberto com um plástico preto após 5 horas de exposição solar, uma vez que a dose de ultravioleta necessária foi recebida. Os resultados mostraram que as bactérias não foram totalmente inativadas (concentração residual viável $\sim 10^2$ 100 mL⁻¹), mesmo depois de 5 horas de exposição a forte luz solar e uma dose cumulativa de >108 kJ.m⁻². Esta informação tem sérias implicações na desinfecção solar realizada através do uso recirculatório em reatores de fluxo contínuo (Ubomba-Jaswa et al. 2009).

Berney et al. (2006a) e Bosshard et al. (2009) desenvolveram pesquisas no intuito de detalhar o impacto da radiação UV-A e da radiação solar à nível celular, com o objetivo de entender quais componentes celulares são afetados resultando assim em organismos não cultiváveis.

Berney et al. (2006a) aplicaram citometria de fluxo e a coloração de viabilidade durante a desinfecção solar de *E.coli*, a fim de investigar as perdas celulares. Mais tarde Bosshard et al. (2009) utilizaram a mesma análise para inativação de *S. typhimurium*. A quantidade de radiação solar ou irradiação UV-A artificial (em kJ.m⁻²) necessária para conseguir a perda de certas funções celulares é resumida para *S. typhimurium* e *E.coli* na Tabela 3.

Tabela 3. Quantidade de luz solar e UV-A artificiais de radiação (em kJ.m^{-2}) necessária para conseguir a perda de funções celulares individuais e culturabilidade em *S. typhimurium* e *E.coli*

Diminuição da atividade celular	<i>S.typhimurium</i>		<i>E. Coli</i>	
	(Bosshard et al., 2009)		(Berney et al., 2006a)	
	Radiação solar	UV-A Artificial	Radiação solar	UV-A Artificial
Diminuição de 90 % na concentração de ATP	1500	2000	700	300
Perda de culturabilidade (0,1% de sobrevivência)	2300	3000	1700	1700
* com bombas de efluxo inativadas	2300	3000	1700	1000
* incapaz de captar a glicose	2300	3500	2000	2000
* com perda de potencial de membrana (isto é , membranas despolarizadas)	2300	6000	1700	1900
* com membranas permeabilizadas	4500	8000	Não alcançado	1900

Fonte: Berney et al. (2006a) e Bosshard et al. (2009)

Segundo Berney et al. (2006a), a perda do potencial de membrana ocorre tanto como resposta à radiação UV-A artificial, como para a luz solar. Uma dose de 2088 kJ.m^{-2} e $\sim 2500 \text{ kJ.m}^{-2}$ foram aplicados à luz solar e em experimento com radiação UV-A para a *E.coli*, respectivamente. A radiação solar resultou em 50% da perda da integridade da membrana para *E.coli*, enquanto que a UV-A resultou em mais de 95% da perda da integridade da membrana. Se a irradiância aplicada é suficientemente alta para resultar em danos à permeabilidade da membrana, é certo que a célula não irá ser capaz de recuperar a capacidade de reprodução dentro do intestino humano.

Considerando os resultados dos estudos de Berney et al. (2006a) e Bosshard et al. (2009), os autores sugerem que a inativação permanente ocorre através da inibição da cadeia respiratória da célula. Logo após a exposição à radiação UV-A ou à radiação solar uma célula consome rapidamente todo a sua Adenosina trifosfato (ATP), provavelmente em processos de recuperação ou na manutenção do potencial de membrana da célula. Segue-se um período de aumento da atividade de captação de glicose, consistente com a necessidade da célula de produção contínua de ATP. A síntese deficitária de ATP torna insustentável a manutenção do potencial de membrana, resultando em sua despolarização.

De acordo com Bosshard et al. (2010) a radiação UV-A é responsável pela inativação de bactérias durante a desinfecção solar porque danifica as enzimas de membrana, o que resulta na perda de potencial de membrana e um aumento da permeabilidade da membrana. O potencial de membrana é necessário para a síntese de ATP. A capacidade de uma célula para manter o seu nível ATP é essencial para lidar com estresses ambientais, cuja resposta exige da célula energia prontamente disponível para a defesa e para reparar os danos. Uma

diminuição no potencial de geração de ATP é um indicador fatal de uma célula sob estresse (Bosshard et al. 2010).

A Figura 8 descreve a diminuição das funções celulares para *E.coli* baseado na fluência de UV-A. A fluência descreve a quantidade de energia fornecida a uma amostra por unidade de área.

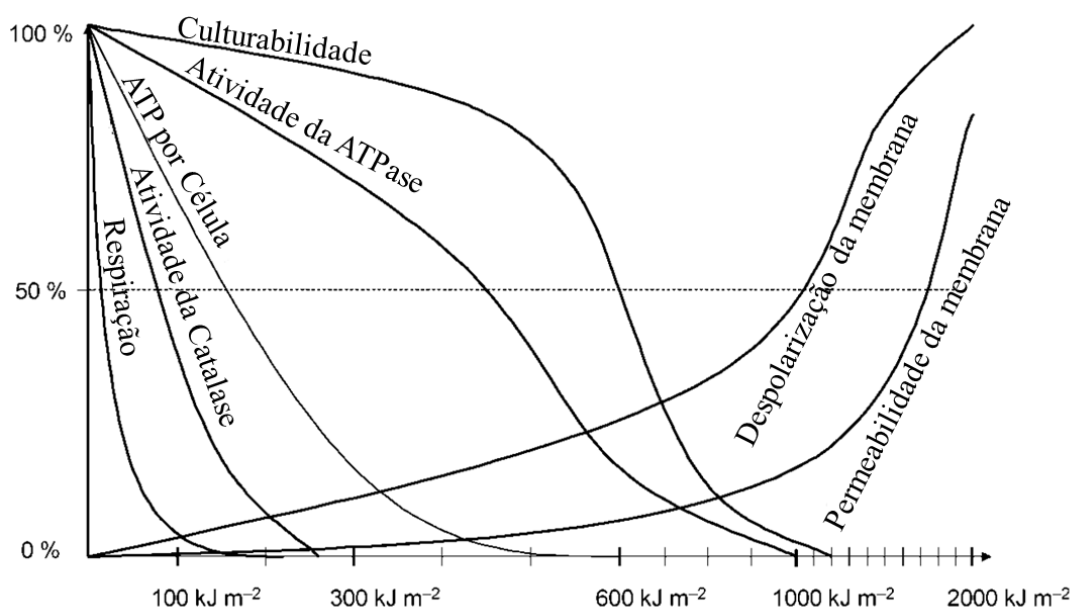


Figura 8. Ilustração conceitual mostrando o padrão temporal da inativação por radiação UV-A para células de *E.coli* em fase estacionária.

Fonte: Bosshard et al. (2010).

Giannakis et al. (2015) estudaram a modelagem da desinfecção solar para *E.coli* em águas residuárias tratadas à nível secundário, utilizando os modelos “ombro seguido de log-linear” e “Weibull”. Ambos os modelos tiveram os parâmetros estatísticos, R^2 e MSE, bem semelhantes. O tempo e a dose necessária para remoção de 4-log de *E.coli* (99,99%) (população inicial de 10^6) em função dos modelos testados estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Tempo necessário e dose requerida para remoção de 4-log (99,99%) em função do modelo de inativação.

Intensidade Solar (W.m ⁻²)	Tempo necessário (min)		Dose necessária (Wh.m ⁻²)	
	Modelo: ombro + log-linear	Modelo: Weibull	Modelo: ombro + log-linear	Modelo: Weibull
500	353	361	2942	3008
600	287	293	2870	2930
700	227	232	2648	2707
800	209	211	2787	2813
900	189	191	2835	2865
1000	187	189	3117	3150
1200	152	154	3040	3080
1400	125	127	2917	2963
1600	122	123	3253	3280
Dose média	-	-	2934	2977
Desvio Padrão	-	-	181	176

Fonte: Giannakis et al. (2015)

De acordo com os resultados, para qualquer intensidade dada, a dose necessária para inativar 99,99%, foi praticamente constante (2934 ± 181 Wh.m⁻² e 2977 ± 176 Wh.m⁻², para os modelos ombro log-linear e Weibull, respectivamente), enquanto que a inativação total requer uma dose quase constante 3200 Wh.m⁻² (intervalo: 3100-3700 Wh.m⁻²).

2.8.5 Efeito da radiação ultravioleta em relação ao tipo de organismo

As taxas de inativação microbiana variam dependendo do comprimento de onda de radiação ultravioleta, do tipo de microrganismo, e da população microbiana (Wright & Cairns, 1998).

Como dito anteriormente, o comprimento de onda com maior eficácia bactericida é o de 254 nm; no entanto, este tipo de radiação inserido na faixa UV-C não atinge a superfície terrestre, devido a existência da camada de ozônio que filtra essa radiação (Daniel et al., 2001).

Diferentes microrganismos requerem distintas intensidades de radiação ultravioleta para a sua inativação, sendo que o grau de inativação é uma função do tempo de exposição e da intensidade de irradiação, ou seja, da dosagem, usualmente expressa em MJ.m⁻².d⁻¹ (Cabanellas, 2013).

Em geral, as bactérias são menos resistentes à radiação ultravioleta a 254 nm do que os vírus, os quais por sua vez, podem ser menos resistentes do que os esporos bacterianos. Enquanto cistos de protozoários e oocistos, assim como os ovos de vermes, são considerados os agentes patogênicos microbianos mais resistentes à radiação ultravioleta a 254 nm (Wright & Cairns, 1998).

As bactérias gram-positivas são mais resistentes do que as gram-negativas e as formas esporuladas são mais resistentes quando comparadas às espécies bacterianas em seu estado vegetativo (Dejung et al., 2007; Boyle et al., 2008).

As bactérias gram-negativas são de sensibilidade semelhante à *E.coli*, com a exceção da *Vibrio cholerae*, à qual é significativamente mais resistente. *Pseudomonas aeruginosa* (responsável por infecções nos olhos e orelhas) e *Enterobacter cloacae* (causa infecções urinárias e respiratórias) exigem metade da energia ultravioleta em comparação com *E.coli*. As espécies de *Shigella*, relacionadas a diarreia e disenteria; e *S.enteritidis* (gastroenterite) também são relativamente fáceis de inativar em comparação com *E.coli*, embora, *S.typhimurium*, e *Shigella sonnei* são ligeiramente sejam mais resistentes (Malato et al., 2009).

As bactérias gram-positivas, representada por *Enterococcus* (*Enterococcus faecalis*) e *Bacillus subtilis*, são mais resistentes à desinfecção solar. De fato, a desinfecção solar não é eficaz para esporos de *Bacillus subtilis* (Malato et al., 2009).

Um estudo conduzido por Boyle et al. (2008) em suspensões de água contendo *Campylobacter jejuni*, *Yersinia enterocolitica*, *E.coli*, *Staphylococcus epidermidis*, e endosporos de *Bacillus subtilis*, foram expostos a forte luz solar na Espanha e na Bolívia, em recipientes pet de 2 litros. O tempo de exposição necessário para a inativação completa (redução de pelo menos 4-log e abaixo do limite de detecção, a 17 UFC.100 mL⁻¹) sob condições de forte luz solar natural (irradiância global máximo, 1,050 W.m⁻² ± 10 W.m⁻²) foi a seguinte: *C. jejuni*, 20 min; *S. epidermidis*, 45 min; *E. coli* enteropatogênica, 90 min; *Y. enterocolitica*, 150 min. Para as espécies citadas acima não foi observado recrescimento após 48 horas.

Segundo os autores, a membrana externa de espécies de bactérias vegetativas é menos capaz de suportar tais condições, e, portanto, observa-se a sua rápida inativação sob circunstâncias semelhantes quando comparados às bactérias formadoras de esporos. Como seria de esperar, o endosporo de *B. subtilis* foi muito resistente aos efeitos da desinfecção solar, a inativação completa não foi alcançada no primeiro dia, sendo reexpostos no dia seguinte, e 4% dos endosporos ainda permaneceram viáveis após um tempo de exposição cumulativa de 16 h sob forte luz solar. Além das condições ópticas e oxidativas à que as células foram expostas, as temperaturas máximas de água registradas tanto na Espanha como na Bolívia durante à exposição solar variaram de 28 °C à 39 °C (Boyle et al., 2008).

Os mesmos autores concluíram ainda que, os estádios vegetativos de espécies de bactérias são facilmente inativados através da desinfecção solar, enquanto que espécies

microbianas que formam esporos são menos sensíveis às condições ópticas, térmicas e oxidantes estabelecida no interior do recipiente de água durante a desinfecção solar, e podem sobreviver ao processo. Além disso, após procedimentos de SODIS, algumas bactérias podem recrescer, por isso é recomendando que a desinfecção solar quando realizado para água tratada, o consumo deve ser realizado em até 24h após o tratamento.

Dejung et al. (2007) realizaram experimentos em Cochabamba, na Bolívia, sob UV-A (320-405 nm) e determinaram os valores de dose necessários para inativar diferentes espécies de microrganismos, sendo eles: bactérias não formadoras de esporos, esporos *B. subtilis*, e colifagos tipo selvagem. A cinética de inativação de bactérias não formadoras de esporos apresentou valores de dose similares em condições de SODIS, doses que variaram entre 15 e 30 Wh.m⁻² para 90% de inativação, 45 a 90 Wh.m⁻² para 99,9% de inativação, e 90 a 180 Wh.m⁻² para 6 log₁₀, o equivalente à 99,9999% de inativação.

Os autores concluíram que a *P.aeruginosa* foi considerada a mais resistente e *S. typhi*, o mais sensível dos organismos não-esporulantes aqui estudados. A radiação UV-A dose de 85 a 210 Wh.m⁻² acumulada durante um a dois dias foi suficiente para inativar 1 log₁₀ (90%) de tais estruturas biológicas. Os dados obtidos na pesquisa permitiram classificar os organismos em dois grupos: persistentes (colifagos, esporos de *B. subtilis*), e SODIS - sensível (todas as bactérias vegetativas). Os resultados sugerem os fagos e esporos como organismos modelo para vírus e cistos de parasitas (Dejung et al., 2007).

Em relação aos vírus, os estudos que avaliam a eficiência da desinfecção solar são escassos. Destacando-se alguns trabalhos: Wegelin et al. (1994), concluíram que o bacteriófago F2 e o rotavírus bovino foram todos completamente inativados (unidade redução de 3 log) em menos de 3 horas em pleno sol. Já Heaselgrave et al. (2006) ao estudarem o vírus da poliomielite, simulando o SODIS, (condições 850 W.m⁻² e temperatura da água de 25 ° C, em laboratório) foi inativado, em menos de 6 horas. No entanto, para o vírus da encefalomiocardite a inativação completa só foi alcançada em 12,5 h de exposição à luz solar simulada. Safapour e Metcalf (1999) não foram capazes de inativar o fago T2 depois de 8 horas de exposição à forte luz solar e com uso de refletores, mesmo quando a água alcançou temperaturas de 62 °C. O polivírus e o vírus da hepatite A são cerca de 2,5 vezes mais resistentes que *E. coli* (Wright & Cairns, 1998).

Nas condições usuais de exposição, a radiação ultravioleta se mostra mais eficiente para bactérias e vírus patogênicos. Entretanto, o mesmo não pode ser dito de protozoários e helmintos, dotados de proteções naturais que permitem sua sobrevivência em condições

ambientais adversas (Heaselgrave et al., 2006; Boyle et al., 2008; Heaselgrave & Kilvington, 2011).

As formas encistadas de protozoários e os ovos de helmintos exigem doses extremamente elevadas de radiação ultravioleta, para resultar em eficiente inativação. Os oocistos são altamente resistentes a uma ampla gama de condições ambientais e aos agentes químicos normalmente utilizados para desinfetar a água, e sobrevivendo durante vários dias ou mesmo meses em ambientes aquáticos (Fontán-sainz et al., 2012).

Segundo McGuigan et al. (2012), cistos de *Acanthamoeba polyphaga* foram identificados como sendo extremamente resistente à SODIS sob condições normais de radiação solar e temperatura da água. Apenas acima de 40 °C observou-se inativação.

As observações apontam a necessidade da remoção/eliminação destes organismos, nas etapas do tratamento que precedem a desinfecção com radiação ultravioleta (Gonçalves et al. 2003).

Hijnen et al. (2006) em revisão bibliográfica acerca da cinética de inativação ultravioleta de vírus, bactérias e protozoários, demonstraram que o processo é eficaz contra todos os microrganismos patogênicos relevantes para as práticas atuais de água potável. A maioria dos organismos resistentes são os vírus, especificamente Adenovírus, e esporos bacterianos, tal como o protozoário *Acanthamoeba* que também mostrou-se bastante resistente aos raios ultravioleta. Já, bactérias e cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia* são mais suscetíveis.

Os referidos autores também constataram, através da revisão de literatura, um aumento da resistência aos raios ultravioleta das bactérias ambientais e de esporos de bactérias, em comparação com organismos utilizados em laboratório. Isto significa que doses superiores de radiação ultravioleta são necessárias para obter a inativação. Para fagos e vírus esse fenômeno parece ser de pouca importância e para cistos de protozoários este aspecto precisa ser mais bem investigado.

O estado fisiológico dos microrganismos, também, foi considerado, pelos autores, um fator capaz de afetar a sua resistência a radiação ultravioleta, uma vez que se relaciona à sensibilidade ao estresse ambiental. Em geral, a sensibilidade à radiação ultravioleta foi relacionada com a fase de crescimento das bactérias, com a maior sensibilidade na fase de crescimento ativo e menor sensibilidade na fase estacionária. Assim como diferentes cepas de uma mesma espécie podem ter diferente sensibilidade à radiação ultravioleta (Hijnen et al., 2006).

Em concordância com esta afirmação, Hirtle (2008) observou que a inativação de *E.coli* e *Enterococcus* derivado de águas residuárias locais foi muito mais lenta do que a inativação de cepas cultivadas em laboratório da mesma espécie, enquanto que a inativação do vírus MS2 foi mais lenta de todos. Tais resultados destacam uma maior resistência à radiação solar para vírus e bactérias de origem fecal, quando comparado com as culturas de laboratório comumente utilizados como modelo para inativação.

Dentro desta temática, Berney et al. (2006b) compararam a eficiência de inativação através da desinfecção solar, para três diferentes espécies enteropatogênicos: *S. Typhimurium*, *Sh. flexneri* e *V. cholerae* em comparação com *E.coli*, que é o organismo indicador para testar a eficácia da desinfecção solar para bactérias entéricas. A resistência à radiação solar para uma temperatura constante da água de 37 °C, com base em valores F90 (fluência necessária para reduzir as contagens bacterianas para 90%) permaneceram na seguinte ordem: *S. Typhimurium* > *E.coli* > *Sh. flexneri* > *V. cholerae*.

Os resultados demonstraram sensibilidade ao calor para temperaturas acima de 45 °C para *E. coli*, *S. Typhimurium* e *Sh. Flexneri*. Por sua vez, a *V. cholerae* demonstrou susceptibilidade a partir de 40° C, sendo mais sensível ao calor ameno do que as outras três espécies estudadas. Para estas, temperaturas acima de 47 °C pareceram ser letais ao longo de um período de 5 horas. É digno de nota, que um aumento da temperatura em apenas um grau Celsius resultou em uma diferença mensurável na sensibilidade dos microrganismos. Para *E.coli* confirmou-se um ligeiro efeito sinérgico entre a radiação solar e calor ainda à 48 °C, divergindo dos resultados de Wegelin et al. (1994) que observaram efeito sinérgico partir de 50 °C (Berney et al., 2006b).

O regime de temperatura pode variar muito dependendo da intensidade de irradiação, da temperatura ambiente e da superfície subjacente. Um estudo de campo admitiu que a temperatura não é um fator predominante na eliminação de bactérias com luz solar, mas que é, principalmente, radiação ultravioleta, que determina a eficiência do método (Martíndomínguez et al., 2005). No entanto, percebe-se que o efeito do calor não deve ser negligenciado em experimentos de desinfecção solar, já que para certas estirpes, um pequeno aumento na temperatura pode aumentar consideravelmente a eficácia do método.

A desinfecção solar tem mostrado inativar de forma eficaz uma ampla gama de agentes patogênicos comuns, como demonstrados no Quadro 10, criada por EAWAG/SANDEC, que apresenta um resumo das pesquisas mais significativas acerca da redução populacional de alguns agentes patogênicos aplicando SODIS.

Quadro 10. Redução de alguns agentes patogênicos aplicando SODIS (durante 6 horas à 40 °C)

Microrganismo		Doença	Redução com o método SODIS (6h , 40 ° C)
Grupo	Espécie		
Bacteria	<i>Escherichia Coli</i>	Indicador da qualidade da água e enterite	99.999%
	<i>Vibrio cholera</i>	Cólera	99.999%
	<i>Salmonella species</i>	Tifo	99.999%
	<i>Shigella flexneri</i>	Disenteria	99.999%
	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Diarréia	99.999%
	<i>Campylobacter jejuni</i>	Disenteria	99.999%
Vírus	Rotavírus	Diarréia, desinteria	99.9% - 99.99%
	Polio Vírus	Polio	99.9% - 99.99%
	Vírus da hepatite	Hepatite	
Parasitas	Giardia	Giardiase	Os cistos se tornam inativos
	<i>Cryptosporidium</i>	Criptosporidíase	Os cistos se tornam inativos após 10 horas de exposição.
	Ameba	Amebíase	Não se tornam inativos. A temperatura da água deve estar acima de 50 °C durante pelo menos 1 hora para tornar inativa.

Fonte: Adaptado de Solar Water Disinfection (SODIS, 2015).

2.8.6 Distribuição da radiação solar e condições climáticas

A eficiência do processo de desinfecção solar depende, diretamente, da quantidade de radiação solar disponível. A radiação solar é, portanto, distribuída de modo desigual e varia em intensidade de um local geográfico para outro dependendo da latitude, estação e hora do dia (Sobsey, 2002).

Os microrganismos patogênicos são vulneráveis a dois efeitos da luz solar: radiação no espectro da luz no comprimento de onda 320-400 nm (R-UVA) e radiação infravermelha (calor), sendo que a combinação destes dois efeitos torna o efeito em conjunto maior que a soma dos efeitos em separado (SODIS, 2002).

A radiação solar é composta de diferentes comprimentos de onda, cada qual com sua energia específica, sendo constituída da seguinte forma: 8,3% do total da radiação solar corresponde à radiação ultravioleta, seguido de 38,9% localizado na região do visível e cerca de 52,8% infravermelha (Okuno & Vilela, 2005), ver Tabela 5.

Tabela 5. Distribuição da irradiância solar que atinge o topo da atmosfera.

Faixa de comprimento de onda (nm)	Irradiância (Wm^{-2})	% do total
UV-C (< 280)	6,4	0,5
UV-B (280-315)	21,1	1,5
UV-A (315-400)	85,7	6,3
Visível (400-700)	532,0	38,9
Infravermelho (>700)	722,0	52,8

Fonte: Okuno & Vilela (2005).

Logo, nem toda a radiação emitida pelo sol chega à superfície terrestre. Grande parte da radiação, quando atinge a atmosfera terrestre, é absorvida, refletida ou difundida pelos gases atmosféricos, vapores e pequenos particulados encontrados no ar. Aproximadamente 50% da radiação emitida pelo sol consegue penetrar e atingir a superfície terrestre. O nitrogênio e oxigênio são responsáveis pela absorção da radiação de comprimento de onda pequeno, raios gama, raios-X e ultravioleta abaixo de 200nm (Daniel et al., 2001).

Da radiação recebida, 30% são refletidos para o espaço, 47% são absorvidos pela atmosfera, mares e áreas continentais para manter a temperatura ambiente. Os restantes 23% mantem a convecção atmosférica e o ciclo hidrológico (Ribeiro, 2009).

A camada de ozônio controla a passagem de radiação, absorvendo os raios ultravioletas entre 200 a 300nm (UV-C e UV-B). Sendo assim, o efeito bactericida solar corresponde à radiação UV-A.

Parte da radiação de comprimento de onda longo (acima de 700nm), radiação vermelha e infravermelha, é absorvida em algumas extensões pelo dióxido de carbono, ozônio e água, presente na atmosfera na forma de vapor e gotas condensadas (SODIS, 2003c). De fato, as gotas de água presentes nas nuvens não somente absorvem os raios de comprimento de onda longa, mas também espalham a radiação solar do comprimento de onda curta.

Sabendo-se que a radiação solar que atinge a superfície terrestre sofre processos de reflexão e absorção, pode-se classificá-la como radiação direta e difusa. A composição destas duas radiações resulta na chamada radiação solar global. A radiação solar direta é aquela que é transmitida, diretamente, à superfície terrestre em feixes paralelos, sem sofrer nenhum processo de reflexão ou absorção. Pode-se observar facilmente a radiação direta olhando-se, diretamente, para o sol. Em dias de céu claro, cerca de 80 a 90% da radiação solar que atinge a superfície é radiação direta. Em contrapartida, em dias nublados, a radiação direta é praticamente nula (Alves, 2008).

A segunda componente da radiação, a saber, a radiação difusa, é o resultado do espalhamento dos raios solares ao incidir sobre algum tipo de partícula na atmosfera. É, portanto, a radiação solar incidente na superfície após ter sua direção modificada por processos de refração e reflexão que acontecem na atmosfera (Victoria, 2008).

Acra et al. (1984) afirmam que em dias ensolarados com céu claro, a porcentagem de radiação difusa é de apenas 10%, ao passo que para dias nublados com nuvens densas e pesadas, este valor pode subir de forma significativa, reduzindo a radiação total incidente ao nível do solo, já que as nuvens são um obstáculo à propagação da radiação solar. Conforme SODIS (2003c), em dias completamente nublados, a intensidade da radiação UV-A pode reduzir em até 1/3 do seu valor.

A variação sazonal da intensidade de radiação UV-A solar depende da latitude do local, sendo o principal parâmetro para determinar o clima de uma área. Portanto, as mudanças na intensidade de incidência de radiação solar afetam, diretamente, a eficiência da desinfecção solar e deve ser considerada antes da utilização deste processo de desinfecção (SODIS, 2002).

Além disso, a incidência solar também está sujeita as alterações diárias devido às condições de nebulosidade. A presença de nuvens diminui a intensidade solar, e consequentemente influencia na eficiência do processo de desinfecção, prolongando o tempo de exposição solar. De acordo com SODIS (2003f), para se obter uma redução de 3 unidades logarítmicas de *E.coli*, se requer doses de 555 Wh.m⁻².

Sommer et al. (1997) provaram que a disponibilidade de energia solar pode ser até três vezes menor quando o céu estiver nublado e assim, nos dias de condições de céu completamente nublado, a disponibilidade de energia solar não é suficiente para atingir a temperatura necessária e de forma constante.

Segundo Paterniani & da Silva (2005), a inativação média de bactérias do grupo coliformes totais foi de 3,29% maior no processo realizado com céu aberto para o tempo de exposição de 4 horas do que em dias com nuvens. Para o tempo de exposição de 6 horas a diferença na eficiência diminuiu, chegando a 99,992% (valor residual médio 1,1 NMP100mL⁻¹) nos dias com céu aberto e 99,6% (valor residual médio 56 NMP100mL⁻¹) nos dias com nuvens; diferença de apenas 0,392%.

Oates et al. (2003) verificaram a eficiência da desinfecção solar no Haiti e observaram que o processo de desinfecção solar é eficiente durante todo o ano, exceto quando há presença de nuvens e temperaturas mais baixas.

A região mais apropriada para uso da radiação solar na desinfecção compreende a faixa de latitude entre 15°N e 15°S, principalmente em regiões semiáridas, que são caracterizadas por receber mais radiação solar, das quais 90% vem como radiação direta, devido a baixa nebulosidade e baixa pluviosidade (inferior a 250 mm por ano) e geralmente, mais de 3.000 horas de radiação solar por ano. A segunda região mais favorável situa-se entre 15 °N e 35 °N e 15 °S e 35 °S. Estas regiões caracterizam-se pela alta umidade e cobertura de nuvens frequente, de modo que a proporção de radiação dispersa é alta. Em média, essas áreas recebem 2.500 horas de sol por ano (SODIS, 2003b; SODIS, 2003c).

É importante destacar que a maioria dos países em desenvolvimento se encontra dentro das zonas mais favoráveis, entre 35 ° N e 35 ° S, considerados por Hindiyeh et al. (2010) áreas com incidência solar concentrada. Portanto, podem ter radiação solar como fonte constante de energia, que pode ser explorada a baixo custo para inúmeras aplicações, incluindo a desinfecção solar (SODIS, 2003b).

O Brasil, por ser um país situado na sua maior parte da região intertropical, insere-se numa área com condições excelentes de insolação, favorecendo o aproveitamento da energia solar durante todo o ano (Ribeiro, 2009). A Figura 9 mostra a média anual do total diário de irradiação solar global incidente no território brasileiro. Apesar das diferentes características climáticas observadas no Brasil, pode-se analisar que a média anual de irradiação global apresenta boa uniformidade, com médias anuais relativamente altas em todo o país. O valor máximo de irradiância global – 6,5 kWhm⁻² - ocorre no norte do Estado da Bahia, próximo à fronteira com o Estado do Piauí. A menor irradiação solar global – 4,25 kWhm⁻² – ocorre no litoral norte de Santa Catarina. É importante ressaltar que mesmo as regiões com menores índices de radiação apresentam grande potencial de aproveitamento energético (Pereira et al., 2006).

O município de Mossoró é bastante promissor para uso da técnica de desinfecção solar, pois está inserido no semiárido nordestino, em uma região de clima seco e quente, e recebe alto índice de radiação ultravioleta por ano, pouca nebulosidade, além das mais de 3000 horas de insolação por ano.

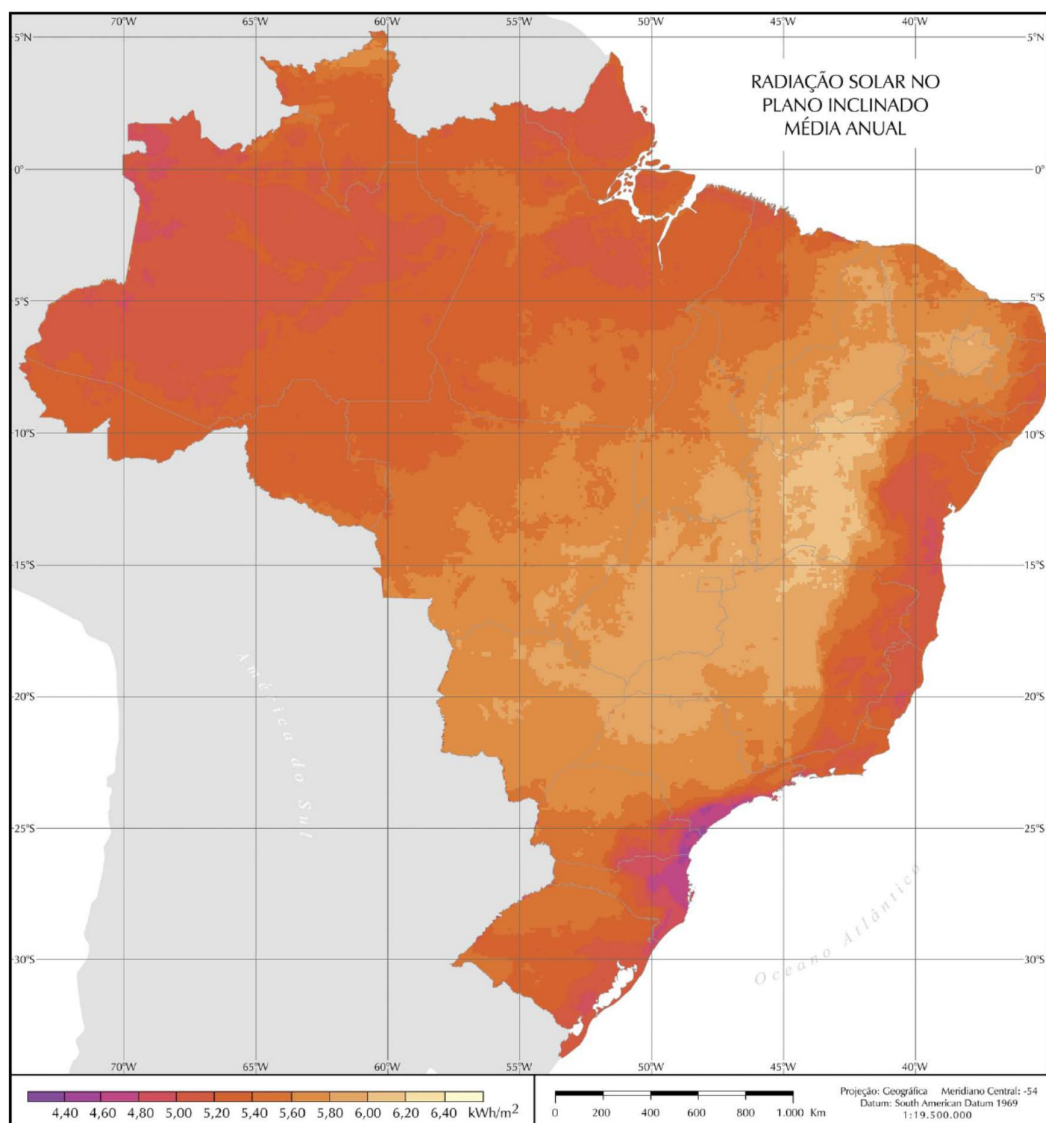


Figura 9. Média anual de irradiação solar global.

Fonte: Pereira et al. (2006)

Segundo Gómez-Couso et al. (2009b), a área geográfica é considerada adequada para a desinfecção solar quando recebe 3 à 5 horas da radiação solar global acima 500 W.m^{-2} . Além disso, sabe-se que a temperatura ambiente do ar pode melhorar o processo quando é maior do que 20°C e um forte efeito sinérgico entre os processos ópticos e térmicos à temperaturas acima de 45°C descrito por diversos autores (Wegelin et al., 1994; Sichel, 2007; Ubomba jawa et al., 2009).

Além dos fatores climáticos citados acima, a temperatura do ar e o vento, também, influenciam a temperatura da água que tem um impacto direto na eficiência do processo.

Encinas & Iriarte (2003) mencionam que as pequenas partículas existentes no ar, tal como poeira, gotas de água e moléculas de gás, atuam como um filtro no qual a radiação é irradiada em todas as direções, prejudicando desta maneira o método. Com a presença de ventos, o número de partículas de terra e poeira no ar aumenta e, portanto, podem limitar a radiação.

2.8.7 Influencia de vários fatores na desinfecção solar

Os efeitos de vários fatores que influenciam a inativação microbiana por desinfecção solar estão resumidos na Quadro 11.

Quadro 11. Fatores que influenciam a inativação microbiana por desinfecção solar da água

Fator	Influência na inativação microbiana
Microrganismo	Os microrganismos diferem na sensibilidade à inativação pelo calor e pela radiação ultravioleta. O calor é mais eficaz contra bactérias vegetativas, vírus e protozoários do que contra bactérias esporuladas e ovos de helmintos. Já a radiação ultravioleta é mais eficaz contra formas vegetativas de bactérias e protozoário do que contra vírus e bactérias esporuladas.
Recipiente/frasco	Tipo, composição, volume e profundidade, influenciam a temperatura da água e a penetração da radiação ultravioleta na água.
Luz solar, ambiente e Temperatura	A intensidade e duração da radiação solar, e nebulosidade, influenciam a temperatura da água e a penetração à radiação ultravioleta. A água alcançando a temperatura de 55 °C ou mais, durante várias horas, é recomendada para a inativação da maioria dos agentes patogênicos entéricos.
Superfície e reflexão	Superfícies escuras ou reflexão (proporcionada por superfícies brilhantes de painéis refletores) influencia a temperatura da água e a exposição aos raios ultravioleta.
Qualidade da água	A exposição à radiação ultravioleta pode ser influenciada pela presença de partículas que espalham o feixe ultravioleta, absorção por solutos e presença de sólidos que geram proteção microbiana.
Oxigenação	O aumento no teor de oxigênio na água, por agitação ou por meio mecânico, durante vários minutos em contato com o ar antes da exposição ao sol, aumenta a inativação microbiana.
Tempo de exposição	A temperatura da água e a duração da exposição à temperatura elevada, assim como a dose ultravioleta cumulativa irão influenciar no tempo de desinfecção, podendo variar em algumas horas em pleno sol ou até dois dias em luz solar parcial.

Fonte: Adaptado de Sobsey (2002).

2.9 LIMITAÇÕES DA RADIAÇÃO SOLAR PARA DESINFECÇÃO DE EFLUENTES

Como limitações ao método incluem, a necessidade de longo tempo de exposição solar, com períodos variando de algumas horas a até mais de dois dias, dependendo das condições de insolação local e de nebulosidade.

O fato de não deixar residual de modo a monitorizar-se a eficiência da desinfecção, tornaria o controle da qualidade do efluente desinfetado mais rápido e fácil, principalmente

para águas de abastecimento público. Além de que em caso de ocorrer recontaminação dependendo das condições de armazenamento e higiene domiciliar, não há como garantir a inativação dos microrganismos, como ocorre com a desinfecção com cloro, que mantém residual desinfetante (Botto & Mota, 2008; Fenner & Komvuschara, 2005). Portanto o consumo, em se tratando de águas de abastecimento público, deve ser rápido a fim de evitar a recontaminação. Segundo Benami et al. (2016) devido às suas capacidades de desinfecção poli-microbiana e efeito residual, o cloro ainda impera no campo das opções de desinfecção de águas cinza.

Todavia, no caso do esgoto sanitário, a sua aplicação é vantajosa, uma vez que não há necessidade de remoção de residual que estaria causando impacto negativo à biota do corpo d'água receptor e para casos onde o contato humano seja elevado ou médio nas aplicações de reutilização (Bixio & Wintgens, 2006).

Um problema real associado ao uso da desinfecção solar no tratamento de esgoto é a baixa penetração de radiação devido ao alto teor de partículas, o que acarreta um comprometimento da eficiência deste processo. Entretanto, o recente desenvolvimento de novas tecnologias, voltadas para o tratamento de esgotos, tem resultado em substancial diminuição de sólidos suspensos contidos nos efluentes.

Outras limitações do método incluem a inadequação para o tratamento de grandes volumes de água, já que é um método em batelada (recipientes per individuais), não sendo viável para o tratamento de grandes volumes de água. No entanto pesquisas mais recentes mostraram ser possível tratar um volume maior de água através de reatores construídos de concreto.

Sánchez-Román et al. (2007) desenvolveram um reator para desinfecção solar de águas residuárias domésticas com formato quadrado de 1,5 metros de lado, sendo recomendado a lâmina de água à altura de até 0,20 metros. No intuito de aperfeiçoar o sistema de Sánchez-Román et al. (2007), Queluz & Sánchez-Román (2014) desenvolveram um sistema de desinfecção solar composto por reatores construídos em concreto à nível do solo com formato de tronco cônico invertido e dimensões idênticas, isto é raio maior, raio menor e altura de, respectivamente, 1,00 metros, 0,25 metros e 0,30 metros. Tais dimensões implicam em um ângulo de inclinação de 21,8° na parede da estrutura, no qual a impede a formação de sombras.

A fim de tratar maiores volumes de água e aumentar a eficiência do sistema, Ubomba-Jaswa et al. (2010) desenvolveram um reator solar aperfeiçoado, constituído por um tubo com capacidade de 25 L e um concentrador parabólico montado à 37° de inclinação.

Os experimentos foram realizados durante um período de sete meses inoculando *E.coli* em águas de poços, atingindo concentrações 10^6 UFC/100 mL⁻¹, como também simulando águas turvas, expostos à radiação solar natural na Plataforma Solar de Almería - Espanha.

Os autores verificaram que durante os períodos de radiação solar intensa, a completa inativação de bactérias ocorreu em menos de 6 horas, mesmo com água em temperatura < 40 °C. Quando a água excedeu 50 °C, mesmo em águas turvas (100 UNT), no prazo de sete horas de exposição solar foi obtido completa inativação assim como não foi verificado recrescimento bacteriano dentro de 24 a 48 horas após a desinfecção. Em dias nublados, 5 horas de exposição solar foram suficientes para diminuir a população bacteriana em 3 unidades logarítmicas. Porém para a inativação completa, recomendou-se uma exposição prolongada da água durante 2 dias. Assim como essa recomendação, também, é sugerida para desinfecção de volumes de água com menos de 3 L em recipientes pet em condições de tempo nublado (Ubomba-Jaswa et al. 2010).

Fontán-Sainz et al. (2012) estudaram amostras enriquecidas com oocistos de *C. parvum* sob diferentes níveis de turbidez (0, 5 e 30 UNT) expostos à radiação natural do sol usando um reator solar estático com capacidade de 25 L equipado com um coletor parabólico composto (CPC). Os autores avaliaram o reator solar estático como sendo um sistema alternativo para o processo convencional de desinfecção solar de água melhorando a qualidade microbiológica da água potável em nível familiar e, além disso, permite o tratamento de maiores volumes de água em comparação com recipientes pet (>10 vezes).

Nalwanga et al. (2014) estudaram a eficácia da inativação de *E.coli* na água através da desinfecção solar em Uganda - África, para isso, foi utilizado um reator constituído por um tubo de 25 L equipado com vidro de borosilicato e um concentrador parabólico (25 L BGTR-CPC) e concluíram que a tecnologia de reatores CPC mostrou-se adequada para uso tanto a nível doméstico como a nível institucional, podendo ser aplicado a locais com clima tropical, semelhante à localidade em estudo, merecendo uma atenção apenas à cobertura de nuvens e precipitação do local.

Em que pesem às limitações, a desinfecção por radiação ultravioleta apresenta as vantagens de simplicidade operacional, baixo custo, requisito mínimo de área para implementação, pouca exigência de operação e manutenção, eficácia de inativação para grande variedade de microrganismos, não deixa residual na água ou efluente, ausência do uso de produtos químicos e de geração de subprodutos tóxicos na água ou efluente final (USEPA, 1999b).

Outro ponto importante é que não ocorre nenhuma alteração nas características químicas e organolépticas do efluente (SODIS, 2003a; SODIS, 2002). A desinfecção solar não remove odor, matéria orgânica e cor do efluente como o cloro, e nem promove a formação de sub-produtos mutagênicos ou cancerígenos, tem-se apenas a desinfecção do efluente. Além de que, o método é efetivo para uma ampla variedade de vírus e bactérias, e, ao contrário dos desinfetantes químicos, a inativação não é dependente do pH e temperatura.

Segundo Gonçalves et al. (2003) a desinfecção solar não se mostra adequada à inativação de protozoários, cistos de protozoários e ovos de nematóides, exigindo doses de radiação ultravioleta extremamente elevadas, para resultar em eficiente inativação. Portanto, esses organismos devem ser retidos ou eliminados nas etapas do tratamento que antecedem a desinfecção, o que, em função das consideráveis proporções, geralmente ocorre por sedimentação ou filtração.

2.10 MODELOS DESENVOLVIDOS PARA DESINFECÇÃO SOLAR

Tipicamente, a taxa e extensão da inativação obtida após a exposição ultravioleta são analisados representando graficamente uma curva dose-resposta, que é uma representação gráfica do logaritmo da razão entre o número de bactérias sobreviventes para o número inicial de bactérias, contra a dose de ultravioleta aplicada (Kollu, 2014).

Apesar do modelo matemático descrever uma equação de primeira ordem, na prática se observa que nem todas as cinéticas de destruição de microrganismos se comportam desta forma.

Normalmente, um “ombro” é observado na curva, representando uma maior lentidão de morte por parte dos microrganismos, seguido da fase log-linear onde observa-se uma taxa de morte acelerada, até a formação da cauda, sendo esta última considerada a população residual de microrganismos altamente resistente (Gil et al. 2011), ver Figura 10.

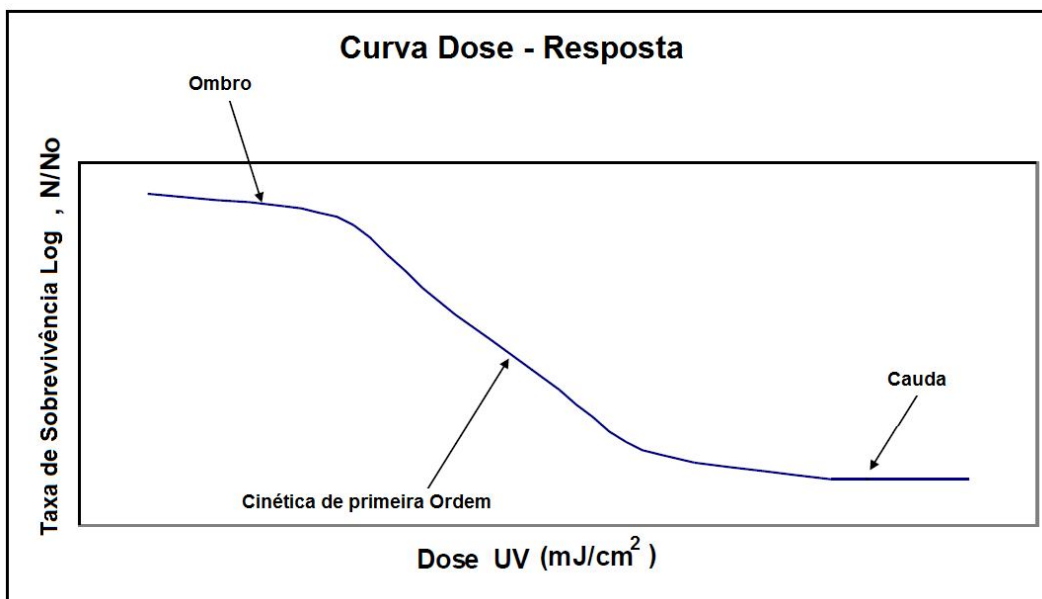


Figura 10. Curva dose-reposta apresentando “ombro” e “cauda”.

Fonte: Kollu (2014).

A Figura 10 apresenta exemplos de curvas de dose-resposta à radiação ultravioleta do estudo desenvolvido por Wright & Cairns (1998). Podendo-se constatar que em baixas doses de ultravioleta, a dose-resposta demonstra uma região do ombro, onde pouco se observa qualquer inativação (por exemplo, curva de *B. subtilis*). Acima de um certo nível de dose limiar, a dose-resposta promove uma inativação de primeira ordem, onde a inativação aumenta linearmente com o aumento da dose. Em muitos casos, a dose-resposta propicia inativação de primeira ordem sem um ombro (por exemplo, a curva de *E. coli*). Sob doses ultravioleta mais elevadas, a curva proporciona uma cauda, numa região em que o declive da dose-resposta diminui com o aumento da dose (por exemplo, rotavírus) (Figura 11).

O efeito cauda tem sido atribuído à presença de sub-populações resistentes ao ultravioleta e a presença de microorganismos associados à partículas (USEPA, 2006).

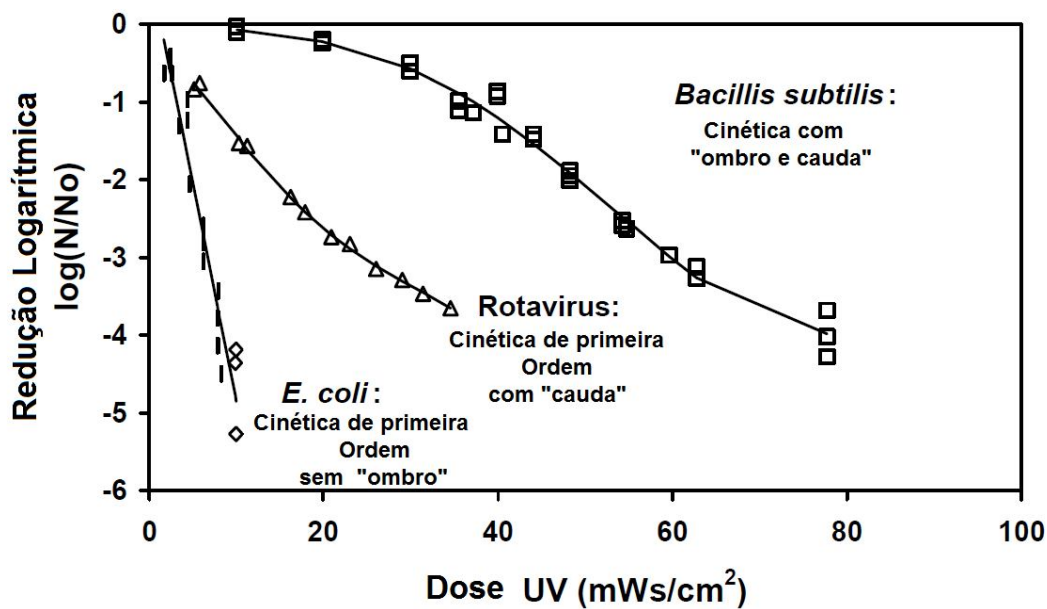


Figura 11. Cinética de inativação por desinfecção ultravioleta
Fonte: Wright & Cairns (1998).

Segundo Berney et al. (2006b) os microrganismos não demonstram cinética semelhante nas suas curvas de resposta à dose. Em seu estudo os autores observaram que a curva de inativação para *S. Typhimurium* foi log-linear durante o tempo medido, enquanto que a curva para *E. coli* apresentou o “ombro”.

Sánchez-Román et al. (2007) desenvolveram um modelo matemático para facilitar a predição da desinfecção solar de águas residuárias objetivando o seu uso posterior na agricultura familiar. Segundo os autores, a cinética de inativação dos microrganismos, na sua forma mais simples, a curva clássica de decaimento exponencial, conhecida como Lei de Chick, não descreveu a tendência dos dados em seu estudo. Para os autores, o modelo de sobrevivência multi-alvo, representado pela presença de um ombro e duas etapas de inativação representou bem os dados coletados.

Este modelo de sobrevivência para Wegelin (1994) é comum quando cepas bacterianas puras cultivadas em laboratório são submetidas à irradiação solar. O modelo de sobrevivência de dois estágios representa duas populações distintas de microrganismos que têm diferente taxas de decaimento (Kowalski, 2001).

A aplicação de uma técnica estatística adequada é fundamental para avaliação da capacidade de previsão do modelo que está sendo validado (Dannenhauer, 2010). Sendo os parâmetros estatísticos mais frequentemente utilizados para validação dos modelos: o coeficiente de correlação (R^2) e o erro médio quadrático (MSE). O primeiro indicador da

credibilidade de um modelo, é o R^2 , que descreve o ajuste do modelo em toda a expansão da curva. O R^2 varia entre 0 e 1, quanto maior o valor, melhor é a predição do modelo. Enquanto, o índice MSE descrito na Equação 6, é uma medida da variabilidade residual, o qual descreve o quanto os valores preditos estão próximos dos valores observados. O MSE varia entre 0 e 1 e quanto mais próximo de zero estiver esse índice, melhor é o ajuste do modelo (Zimmermann, 2012).

$$MSE = \frac{\sum (\text{valor observado} - \text{valor predito})^2}{n - p} \quad (6)$$

Em que:

n - refere-se ao número de graus de liberdade (o número de pontos experimentais menos o número de parâmetros do modelo).

Sánchez-Román et al. (2007) propuseram um modelo para estimar a população final de *E.coli*, a partir da população inicialmente presente na água residuária, da lâmina de água residuária a ser tratada no reator solar e da quantidade de radiação. Em seguida os dados foram avaliados utilizando-se a análise de regressão. Para se comparar a eficiência dos tratamentos e as repetições do experimento a variável resposta utilizada foi a razão entre a população inicial (N_0) e a população remanescente (N) de *E.coli* após exposição à radiação solar ($y = N/N_0$). Desta forma, os valores da variável dependente serão sempre menores ou iguais a um e sempre maiores que zero. O modelo utilizado para analisar e ajustar os dados representou uma função logística com dois parâmetros (S-shape function) ou função sigmoide. A função logística pode ser utilizada em análises de sobrevivência e em estudos de dose-resposta de microrganismos expostos à radiação ultravioleta (Kowalski et al., 2000). A forma geral dessa equação está descrita na Equação 7.

$$y = \frac{N}{N_0} = \frac{e^{(a_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n)}}{1 + e^{(a_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n)}} \quad (7)$$

Em que:

N - população de *E.coli* presente no reator solar depois da exposição à radiação solar;
 N_0 - população inicial de *E.coli* presente no reator antes da exposição à radiação solar;

x [1 ... n] - variáveis independentes com seus respectivos coeficientes de b [1 ... n].

Na Tabela 6 estão apresentadas as variáveis independentes e as interações entre as variáveis.

Tabela 6. Variáveis independentes e as interações entre as variáveis

Variável	Variável	Unidade
Radiação	X ₁	MJ m ⁻²
Temperatura	X ₂	°C
Turbidez	X ₃	UNT
Oxigênio Dissolvido	X ₄	mg L ⁻¹
Sólidos Suspensos Totais	X ₅	mg L ⁻¹
pH	X ₆	
Interação das variáveis		
Radiação:Temperatura	X ₁ :X ₂	MJ m ⁻² °C
Radiação:Turbidez	X ₁ :X ₃	MJ m ⁻² UNT
Radiação: Oxigênio Dissolvido	X ₁ :X ₄	MJ m ⁻² mg L ⁻¹
Radiação:Sólidos Suspensos Totais	X ₁ :X ₅	MJ m ⁻² mg L ⁻¹
Radiação:pH	X ₁ :X ₆	MJ m ⁻²

Posteriormente, utilizando modelos lineares e adotando como variável resposta a redução logarítmica da população de *E.coli* (Log reduzido = log (1 / y)) foram ajustados e comparados os modelos matemáticos. Os parâmetros adotados para a comparação entre modelos foram o AIC (Akaike Information Criterion) e BIC (Bayesian Information Criterion).

O AIC ou Critério de Informação de Akaike é uma medida geral da qualidade de ajustamento de modelos. Esse índice avalia, em um grupo de possíveis modelos, a distância relativa entre o modelo proposto e o modelo “verdadeiro”, ou seja, a discrepância no ajuste do modelo em relação aos dados. Para isso, são calculados os logaritmos das razões de verossimilhança entre os modelos, penalizando os modelos pelo número de parâmetros. Assim, o AIC avalia a qualidade da ligação entre as variáveis e o número de variáveis utilizadas. O modelo com menor AIC será o melhor, pois é capaz de explicar mais o fenômeno em estudo com um número menor de parâmetros (Emiliano, 2013).

O BIC (Critério de informação Bayesiano) tem como pressuposto a existência de um “modelo verdadeiro” que descreve a relação entre a variável dependente e as diversas variáveis explanatórias entre os diversos modelos sob seleção. Assim o critério é definido como a estatística que maximiza a probabilidade de se identificar o verdadeiro modelo dentre os avaliados. O modelo com menor BIC é considerado o de melhor ajuste (Emiliano, 2013).

Por fim, o AIC e BIC podem ser utilizados para comparar modelos da mesma maneira que análise de variância (Sánchez - Román et al. 2007). Após o ajuste do melhor modelo, os autores obtiveram a Equação 8:

$$y = \frac{N}{N_0} = \frac{\exp(1.047 - 0.321F + 6.304d)}{[1 + \exp(1.047 - 0.3214F + 6.304d)]} \quad (8)$$

Em que:

N - população de *E.coli* presente após as águas residuárias domésticas serem expostas à radiação solar (NMP.100 mL⁻¹);

N₀ - a população de *E.coli* presente antes das águas residuárias domésticas serem expostas à radiação solar (NMP.100 mL⁻¹);

F - fluência (dose) recebida pela água residuária (MJ.m⁻²); e

d - profundidade das águas residuárias domésticas no reator solar (m).

De acordo com Sánchez-Román et al. (2007) a partir da análise estatística foi possível afirmar que os 3 parâmetros importantes na desinfecção solar foram: a concentração de *E.coli* inicial, a profundidade da lâmina de água no reator e a radiação. Os parâmetros de O.D., Sólidos Suspensos Totais, DQO e turbidez não foram estatisticamente significativos para a sobrevivência dos coliformes fecais.

Posteriormente, de posse desse modelo (Equação 8), e dos valores de insolação de 202 estações meteorológicas distribuídas por todo o Brasil, foi determinado o tempo de exposição necessário para desinfetar a água residuária tratada, objetivando o seu uso posterior como fertirrigação em agricultura familiar (coliformes termotolerantes < 1.000 NMP 100 mL⁻¹). Foram obtidos 48 mapas de distribuição dos tempos de exposição para quatro profundidades de água residuária, para cada mês do ano. Com o intuito de facilitar o uso da tecnologia, a dose requerida foi transformada em dias equivalentes de exposição necessário (Sánchez-Román et al., 2008).

Os resultados constataram que, em geral, os tempos de exposição no Brasil situam-se entre 1,5 e 2,5 dias, exceto no inverno. Durante o inverno, a Região Sul apresenta valores entre 2,5 e 4,2 dias de exposição solar, e na Região Sudeste entre 1,4 e 3 dias, o resto do país tem tempo de exposição menor que 2,5 dias. No caso da Região Sul, como o tempo de exposição chega a 4,2 dias no inverno, deve-se fazer uma análise criteriosa sob a viabilidade técnica e econômica de se desenvolver a tecnologia proposta neste trabalho. A Região

Nordeste apresenta valores de exposição de 1,2 dias no verão a 2,5 dias no inverno. (Sánchez-Román et al., 2008).

Queluz & Sánchez-Román (2014) avaliaram a eficiência da desinfecção solar de águas residuárias domésticas para reúso na agricultura através de reatores solares de concreto com diferentes colorações, e compararam o modelo obtido em seu estudo, com o desenvolvido por Sánchez-Román et al. (2007), ver Equação 8. Sendo que verificaram que não houve diferença estatística entre as colorações dos reatores solares e a eficiência na remoção de *E. Coli*, o que permitiu que os dados coletados pudessem ser analisados em conjunto.

Os dados agrupados foram submetidos a análise, utilizando uma função linear simples e adotando como variável resposta, a redução logarítmica da população de *E.coli* (Log reduzido = $\log (1 / y)$). O modelo é apresentado na Equação 9:

$$y = \frac{N}{N_0} = \frac{1}{10^{(1,254741+0,0703179RUV-0,006492SST)}} \quad (9)$$

Em que:

N - população remanescente de *E. coli* após a água residuária doméstica ser expostas à componente UV da radiação solar (NMP.100 mL⁻¹);

N₀ - população inicial de *E. coli* presente na água residuária doméstica (NMP.100 mL⁻¹);

RUV - dose de radiação ultravioleta acumulada (MJ.m⁻²); e

SST - concentração de sólidos suspensos totais (mg.L⁻¹)

Ao comparar os modelos, ambos tiveram comportamento similar (sigmoidal), porém, o modelo de Sánchez-Román et al. (2007) apresentou uma queda mais acentuada nos primeiros 20 MJ.m⁻² de radiação solar acumulada. Os autores justificam que os modelos diferem entre si, pois foram desenvolvidos em diferentes condições e, consequentemente, não é adequado compará-los. Citando que as características dos efluentes e o método de mensuração da radiação solar são possivelmente os motivos pelos quais os modelos não foram semelhantes.

Para Queluz & Sánchez-Román (2014) as variáveis mais importantes na desinfecção solar foram a componente UV-A da radiação solar global e a concentração de sólidos suspensos totais.

Já Queluz et al. (2015), utilizaram o modelo matemático que representa a população remanescente de *E.coli* em águas residuárias após exposição a uma determinada dose de radiação ultravioleta (Equação 9), e os dados de radiação solar do estado de São Paulo, para estimar o tempo de exposição à radiação solar necessário para desinfecção de águas residuárias domésticas até níveis adequados para reutilização agrícola, considerando as variações espaciais e temporais da incidência de radiação solar no estado de São Paulo. A partir disso, foram confeccionados mapas da eficiência da desinfecção solar, para todas as estações do ano e para três concentrações de sólidos suspensos totais na água residuária doméstica (0, 100 e 200 mgL⁻¹), totalizando 12 mapas.

Os resultados indicaram que a região litorânea do estado apresentou situações mais críticas em termos de aplicação da desinfecção solar, com tempo necessário para desinfecção da água residuária variando de 5,9 a 13,6 dias, mostrando que, mesmo nas melhores condições, o processo torna-se inviável, pois não há garantia de que as condições climáticas se manterão estáveis durante o período de tratamento (Queluz et al., 2015).

Em contrapartida, as demais regiões apresentaram-se como mais favoráveis ao tratamento solar, pois para uma concentração de SST igual a 0 mg L⁻¹, o tempo necessário de exposição à radiação ultravioleta foi inferior a 5 dias. Esse tempo de exposição manteve-se mesmo com o aumento da concentração de SST para 100 mg L⁻¹. No entanto, para uma concentração de SST igual a 200 mg L⁻¹ o tempo de exposição passa a ser superior a 5 dias, com exceção da primavera, para a maior parte do estado. Com relação às estações do ano, a primavera apresenta as melhores condições para uso da desinfecção solar para todas as concentrações de SST, enquanto os piores resultados foram obtidos no inverno (Queluz et al., 2015).

Para Giannakis et al. (2015) os estudos que abordam a modelagem da desinfecção solar, assim como a cinética bacteriana após irradiação solar, são bastante escassos. Com o propósito de investigar a correlação entre a intensidade de irradiação e a inativação bacteriana, os autores realizaram ensaios de desinfecção com *E.coli* em águas residuárias tratadas à nível secundário, utilizando 9 níveis de radiação constante (500, 600, 700, 800, 900, 1000, 1200, 1400 e 1600 W.m⁻²), seguidos de armazenamento no escuro por 48 horas.

A desinfecção foi monitorada a cada 30 minutos. Para a modelagem das curvas de inativação de *E.coli*, os modelos de inativação “Ombro seguido de log-linear” e “Weibull” foram selecionados, em função dos menores valores de MSE e maior R².

Para Geeraerd et al. (2005) o modelo de inativação “ombro seguido de log - linear” pode descrever curvas de inativação de microrganismos que apresentam resistência distinta, com aparecimento de ombro anteriormente à fase exponencial de inativação.

Giannakis et al. (2015) descreveram o modelo “ombro seguido de log - linear”, conforme Equação 10:

$$\log_{10}(N) = \log_{10}(N_0) - k \cdot \frac{t - t_s}{\ln(10)} - \log_{10}[1 + (\exp(k \cdot t) - 1) \cdot \exp(-k \cdot t)] \quad (10)$$

Em que:

N - população bacteriana em um dado momento (UFC.mL⁻¹).

N₀ - população bacteriana inicial (UFC. mL⁻¹).

t - o (s) tempo (s) investigado (s).

t_s - comprimento do período de ombro ou tempo limite para observar a inativação e

k - velocidade da inativação (isto é, inclinação da porção linear).

Para Mafart et al. (2002) o modelo “Weibull” assume que a população de células tem resistências diferentes e a curva de sobrevivência é uma forma cumulativa da distribuição letal.

A equação pode ser descrita na Equação 11, segundo Giannakis et al. (2015):

$$\frac{N}{N_0} = 10^{\left(-\left(\frac{t}{\delta}\right)^{\rho}\right)}$$

Reformulando a equação:

$$\log_{10} N = \log_{10} N_0 - \left(\frac{t}{\delta}\right)^{\rho} \quad (11)$$

Em que:

N - população bacteriana (final) a qualquer momento (UFC.mL⁻¹).

N₀ - população bacteriana inicial (UFC. mL⁻¹).

T - tempo (s) investigado (s).

δ e ρ - Restrições específicas do modelo de Weibull. α é denominado parâmetro de escala e marca o tempo para a primeira redução decimal. ρ é denominado parâmetro

de forma, utilizado como índice de comportamento. Para $p > 1$ (curvas convexas) e $p < 1$ (curvas côncavas).

No modelo de Weibull, a direção da concavidade da curva de sobreviventes é uma manifestação das diferentes vias de inativação dos microrganismos. Curvas com concavidades voltadas para baixo ($p > 1$) retratam uma população que progressivamente diminui, indicando que o acúmulo dos danos às células leva ao aumento de sua sensibilidade. Concavidades voltadas para cima ($p < 1$) mostram maior resistência ou habilidade do microrganismo de se adaptar a um tratamento estressante (Mafart et al., 2002).

Os resultados obtidos por Giannakis et al. (2015) demonstraram que, para todas as intensidades de radiação testadas (baixa intensidade: 500 à 700 W.m^{-2} ; intensidade média: 800 à 1000 W.m^{-2} ; e alta intensidade: 1200 à 1600 W.m^{-2}), o decaimento bacteriano apresentou uma fase de atraso, denominada “ombro”. Em baixa intensidade, a fase “ombro” durou até 3 horas, o que também foi verificado em outros trabalhos, no entanto para esta pesquisa ocorreu um leve aumento da população bacteriana, o que os autores atribuem a alguns fatores relacionados à desinfecção solar, tais como: (i) foto-ativação de bactérias não cultiváveis, (ii) uma fase de adaptação inicial das bactérias para o novo meio de diluição, (iii) a presença de fontes de nutrientes e íons em águas residuárias, oferecendo potencial crescimento para as bactérias, e (iv) as bactérias que não foram letalmente danificadas pela ação da luz são capazes de multiplicar-se e compensar o número de bactérias que foram destruídas.

Para intensidades médias, em comparação com baixas intensidades, observou-se que o comprimento da fase ombro é reduzido para 1 hora e meia à 2 horas, e para intensidades altas de radiação, ocorre diminuição da fase ombro para 1 hora e 20 minutos (Giannakis et al., 2015).

Após a fase ombro, a fase log-linear é visualizada para todas as intensidades testadas. Observa-se nesta fase, um segundo atraso que os autores acreditam estar relacionado à adaptação da população bacteriana à luz ultravioleta. O atraso diminui conforme ocorre aumento das intensidades de radiação testadas. Uma clara correlação entre o tempo de exposição e intensidade de radiação pode ser observada. Com aumento da intensidade para 700 W.m^{-2} é necessário 55% de menos tempo para a mesma inativação. Aumentando a intensidade de 800 para 1000 W.m^{-2} , o tempo de exposição necessário, para a inativação total, requer 22% menos tempo. Com o dobro da intensidade, de 500 para 1000 W.m^{-2} , ocorreu uma redução da metade do tempo de exposição, de 420 para 200 à 210 min. É

relevante citar que as temperaturas foram sempre menores que 40 °C, e que portanto não ocorreu inativação térmica (Giannakis et al., 2015).

Segundo os mesmos autores, em relação aos modelos utilizados, baseado nos parâmetros estatísticos R^2 e MSE, o modelo ombro log-linear ajustou-se melhor aos dados experimentais, embora os parâmetros estatísticos apresentaram-se muito próximos para ambos os modelos (Ombro seguido de fase log-linear: R^2_{ajust} : 96,76% e MSE: 0,317; Modelo Weibull: R^2_{ajust} : 96,37% e MSE: 0,345).

Os resultados apresentados também possibilitaram inferir uma dose “padronizada” necessária para a desinfecção solar de águas residuárias. Para qualquer intensidade dada, a dose necessária para remover 4 log = 99,99%, foi praticamente constante ($2934 \pm 181 \text{ Wh.m}^{-2}$ e $2977 \pm 176 \text{ Wh.m}^{-2}$, para os modelos ombro log-linear e Weibull, respectivamente), enquanto que a inativação total requer uma dose quase constante 3200 Wh.m^{-2} (intervalo: $3100\text{-}3700 \text{ Wh.m}^{-2}$), apresentado na Tabela 15 citada anteriormente (Giannakis et al., 2015).

2.11 ESTATÍSTICA MULTIVARIADA

Entende-se por análise estatística multivariada ou, apenas, análise multivariada o conjunto de métodos estatísticos que mede, simultaneamente, todas as variáveis e suas interações em cada elemento amostral. Esta classe estatística pode ser dividida em métodos exploratórios de sintetização e em técnicas de inferência (Mingoti, 2005).

a) Técnicas Exploratórias: promovem a simplificação da estrutura de variabilidade dos dados. Esses métodos tem um apelo prático muito interessante, pois em sua grande maioria independem do conhecimento da forma matemática da distribuição de probabilidades geradora dos dados amostrais. Quando esta distribuição é conhecida pode-se fazer inferências sobre os resultados obtidos. Algumas das técnicas exploratórias são: análise de componentes principais (ACP); análise fatorial (AF); análise de correlação canônica (ACC); análise de agrupamentos (AA); análise discriminante (AD) e análise de correspondência (AC).

b) Técnicas de Inferência Estatística: permitem que conclusões sejam tiradas acerca da população usando informações de uma amostra multivariada. Dentre elas estão a análise de variância multivariada (MANOVA) e a análise de regressão multivariada.

Segundo Bakke et al. (2008) a estatística multivariada é uma ferramenta poderosa na análise de dados, pois consiste em um conjunto de métodos estatísticos que permite confrontar diversas variáveis simultaneamente de cada elemento amostral. As técnicas de

estatística multivariada têm o propósito de simplificar ou facilitar a interpretação do fenômeno estudado e o seu desenvolvimento tem possibilitado o estudo acurado de fenômenos cada vez mais complexos. Estas podem ser empregadas com o intuito de se construir índices ou variáveis alternativas e grupos de elementos amostrais, analisar as relações de dependência das variáveis e comparar as populações, facilitado atualmente pelo avanço tecnológico.

Para Vialle et al. (2011) a aplicação da análise multivariada, nos últimos anos, tem despertado um grande interesse em diversas disciplinas científicas. Uma das principais vantagens dessa técnica, por exemplo, é a capacidade de analisar grandes conjuntos de dados contendo muitas variáveis. Através desta análise é possível identificar grupos e conjuntos de variáveis com propriedades semelhantes, permitindo simplificar a descrição das observações, localizando padrões em um conjunto de dados complexos.

Entre as técnicas multivariadas disponíveis, neste estudo foram realizadas a análise de componentes principais (ACP), análise de agrupamentos (AA) e análise de regressão múltipla.

2.11.1 Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise de componentes principais (do inglês Principal Component Analysis - PCA) é um método exploratório de análise de dados que utiliza a estrutura de correlação entre múltiplos constituintes, produzindo um pequeno número de novas variáveis, denominadas componentes principais (CPs), que contêm a maior parte das informações no conjunto de dados original (Olsen et al., 2012).

Segundo Vialle et al. (2011) a análise de componentes principais é uma das abordagens mais aplicadas na área de meio ambiente para estudar as estruturas de dados.

Esta técnica busca imprimir um tratamento estatístico a um número relativamente alto de variáveis heterogêneas, que possuam um grau considerável de aspectos comuns, isto é, com um elevado grau de correlação entre si. Desta forma, o que se busca é condensar o conjunto inicial de muitas variáveis (Y_j , $j = 1; 2; \dots; p$) em um número bem menor de novas variáveis (C_k , $k = 1; 2; \dots; k$, sendo $k < p$), as componentes principais, com uma pequena perda de informações (Silva et al., 2005).

A principal característica dessas componentes, além da ortogonalidade, é que são obtidas em ordem decrescente de máxima variância. Portanto, são calculadas de forma que a primeira componente principal explique o máximo da variabilidade total dos dados; a

segunda explique o máximo da variabilidade restante dos dados, sendo não correlacionada com a primeira; a terceira explique o máximo da variabilidade total restante dos dados, sendo não correlacionada com a primeira e a segunda componentes e, assim, sucessivamente, até que o número de componentes principais seja no máximo igual ao número de variáveis (Guedes et al., 2012).

Almeja-se que este número de componentes principais seja o menor possível, ou seja, parte-se de p variáveis originais para k componentes principais, com k muito inferior a p , de modo que a perda de informação seja a menor possível. Assim sendo, se as variáveis originais estiverem muito correlacionadas, o número de componentes principais que expliquem a variabilidade é reduzido. Caso as variáveis originais estejam pouco correlacionadas essa redução é pouco significativa (Gomes, 2013).

Pelo agrupamento das variáveis que estão relacionadas entre si, os componentes principais obtidos podem ser definidos, ou seja, podem receber uma identificação (rotulação), de acordo com o que as variáveis de seus respectivos grupos representam (ex: sedimentos, agricultura, esgoto). Cada um desses componentes explica uma porcentagem da variância encontrada no conjunto de dados total e, quanto maior esse valor, mais informações dos dados originais estará contida nesse único componente (Gamble & Babbar-Sebens, 2012).

As contribuições de cada variável nas componentes principais correspondem aos pesos ("loadings"). Estes fornecem a indicação de como as variáveis originais são importantes para a formação das componentes principais (Gomes, 2013).

As variáveis com pesos mais altos são consideradas mais importantes e têm maior influência sobre o nome ou rótulo selecionado para representar o componente principal.

Para a realização da ACP, também, é necessário decidir o número de componentes a reter, ou seja, quantas componentes são necessárias para explicar a variabilidade dos dados, de modo que estas expliquem a variabilidade dos dados e que a perda de informação seja a menor possível (Gomes, 2013).

Segundo Vialle et al. (2011) a ACP, matematicamente, envolve três etapas principais: i) a padronização das medições para assegurar que eles têm pesos iguais na análise (normalização); ii) cálculo da matriz de covariância identificando os autovalores e seus autovetores correspondentes; e iii) a eliminação de componentes que representam apenas uma pequena proporção da variação nos conjuntos de dados.

Para França (2009) os principais objetivos da análise de componentes principais são: reduzir o número de variáveis, melhorar a interpretação e analisar quais variáveis ou

conjuntos de variáveis explicam a maior parte da variabilidade total, revelando o tipo de relacionamento que existe entre elas.

De acordo com Reid & Spencer (2009), a ACP frequentemente é utilizada em análises ambientais, por conter um numeroso conjunto de dados, de complexa interpretação e que as inter-relações entre as variáveis são difíceis de identificar e visualizar.

Olsen et al. (2012) afirmaram que a ACP é o método multivariado mais comumente aplicado na análise dos fenômenos que ocorrem nas bacias hidrográficas, pois utiliza a correlação entre as múltiplas variáveis de qualidade da água, reduzindo efetivamente o número de variáveis, dessa forma auxiliam na identificação e descrição dos padrões espaciais na qualidade da água que resultam de processos hidrológicos e geoquímicos e de fontes de contaminação.

Em relação ao uso da ACP para reduzir a quantidade de variáveis disponível, França (2009), por exemplo, constatou que o primeiro componente obtido em seu trabalho explicou cerca de 80% da variância da amostra, indicando que as variáveis agrupadas nesse fator podem ser consideradas as mais relevantes para a qualidade da água na bacia do Alto Iguaçu, Paraná.

Para Bertossi et al. (2013) e Magyara et al. (2013) a ACP vêm sendo empregada com grande frequência na redução dos dados de monitoramento de água, sendo possível selecionar aquelas características de maior participação em cada componente e definir as características físico-químicas da água que deverão ser monitoradas, reduzindo-se, assim, os custos com análises de características de menor importância na qualidade das águas.

Guedes et al. (2012) avaliaram a qualidade da água no médio Rio Pomba, por meio da análise de componentes principais e identificaram que o melhor comportamento das 15 variáveis de qualidade das águas do médio Rio Pomba foi aquele composto por três fatores (por um grupo de nutrientes, por um grupo orgânico e por um grupo de sólidos em suspensão) explicando 74,30% da variância total.

Işçen et al. (2009) utilizaram a ACP para entender a correlação entre variáveis de qualidade da água e combiná-las em grupos para reduzir a dimensão das variáveis e facilitar a interpretação e as tomadas de decisão. Foram encontrados dois fatores que explicam 86% da variância total na qualidade da água. Os resultados da ACP mostraram que águas residuárias urbanas e drenagem agrícola são as principais fontes de contaminação no rio Eufrates (Turquia). Esse resultado serviu como base para realização de ações preventivas para reduzir essas fontes de poluição.

A ACP também pode ser utilizada para identificar e quantificar a variação do solo associada a diferentes processos pedogenéticos. Sobre esta questão, Kummer et al. (2010) aplicaram a ACP para verificar a similaridade de amostras de solos em uma área, com base na granulometria e em seus atributos químicos e mineralógicos, e concluíram que a técnica foi eficiente para verificar as similaridades (agrupamento) ou as diferenças, com base na granulometria e características químicas e mineralógicas, de amostras de solos de ambientes próximos e formados de diferentes materiais de origem e submetidos a variados graus de interferência antrópica.

2.11.2 Análise de Agrupamento (AA)

De acordo com Mingoti (2005), a Análise de Agrupamentos também é conhecida como análise de conglomerados ou análise de classificação ou *cluster analysis*. Seu objetivo é dividir os elementos da amostra, ou população, em grupos de forma que os elementos pertencentes a um mesmo grupo sejam similares entre si com respeito às distintas variáveis (características) que neles foram medidas, e os elementos em grupos diferentes sejam heterogêneos em relação a estas mesmas características.

Segundo Zhang et al. (2011) os agrupamentos resultantes de objetos devem exibir elevada homogeneidade interna (dentro dos agrupamentos) e elevada heterogeneidade externa (entre agrupamentos). Através da análise de agrupamento é possível avaliar a similaridade (ou dissimilaridade) entre objetos, considerando várias características concomitantemente.

Para Cieszynska et al. (2012) a análise de agrupamentos é uma ferramenta extremamente útil, que suporta a interpretação de conjuntos de dados ambientais grandes e multidimensionais. O emprego desta técnica permite determinar se a qualidade da água pode ser modificada com o fluxo do curso de água, detectar fatores que controlam a qualidade da água e identificar áreas com específicas características físico-química da água.

Para Hair et al. (2009) a análise de agrupamentos se assemelha à análise fatorial em seu objetivo de avaliar a estrutura dos dados, porém diferem no sentido de que a primeira agrega objetos e a segunda está prioritariamente interessada em agregar variáveis. Além disso, a análise fatorial faz agrupamentos com base em padrões de variação (correlação) nos dados, enquanto que a análise de agrupamentos faz agregados com base na distância (variáveis).

A análise de agrupamentos geralmente envolve pelo menos três passos. O primeiro é a medida de alguma forma de similaridade ou associação entre as entidades, para determinar quantos grupos realmente existem na amostra. Em geral utiliza-se de conceitos geométricos de distância para medir esta similaridade entre as referidas entidades. O segundo é o próprio processo de agrupamento, nas quais entidades são particionadas em grupos (agrupamento). O último passo é estabelecer o perfil dos indivíduos ou variáveis para determinar sua composição (Hair et al., 2009).

Os critérios a serem utilizados para decidir até que ponto dois elementos do conjunto de dados podem ser considerados semelhantes, são as medidas que descrevem a similaridade entre elementos amostrais de acordo com as características neles medidas. Ao considerar que para cada elemento amostral têm-se informações de p variáveis armazenadas em um vetor, a comparação de diferentes elementos amostrais é realizada por meio de medidas matemáticas (métricas), que possibilitam a comparação de vetores, como as medidas de distância. Deste modo, podem-se calcular as distâncias entre os vetores de observações dos elementos amostrais e agrupar aqueles de menor distância (França, 2009).

A análise de agrupamentos hierárquicos (AAH) é a abordagem mais comum para classificar as variáveis ou casos intuitivamente em clusters, começando com o par de objetos mais parecidos e formando clusters maiores passo a passo, até que permaneça um único cluster (Zhang et al., 2011).

Os resultados de AAH são ilustrados através de um dendrograma (diagrama de árvore) que fornece um resumo visual do processo de agrupamento, apresentando uma imagem dos grupos e sua proximidade, com uma redução dramática na dimensionalidade dos dados originais.

A distância euclidiana geralmente dá a similaridade entre duas amostras e uma distância pode ser representada pela diferença entre os valores analíticos das amostras (Zhang et al., 2011).

Para a análise de dados de monitoramento da qualidade da água, a análise de agrupamentos é comumente utilizada para verificar a existência de variações entre diferentes localidades ou períodos, sendo uma ferramenta útil para otimizar a estratégia de monitoramento da qualidade da água (Wang et al., 2013).

Palacio et al. (2009) identificaram a similaridade de variáveis da qualidade das águas do trecho perenizado da bacia do Curu, no Ceará, durante a estação seca e chuvosa, através da análise de agrupamento pelo método aglomerativo. Quatro grupos homogêneos foram identificados, sendo estes independentes da posição geográfica dos pontos de coleta,

demonstrando a maior influência da sazonalidade na definição da similaridade da qualidade dessas águas. Os autores concluíram que embora a ação antrópica tenha influenciado a qualidade das águas do trecho perenizado do rio Curu, a definição dos agrupamentos foi determinada principalmente pela concentração e diluição dos íons decorrentes da sazonalidade climática.

Para verificar se existem diferenças entre o período seco e chuvoso quanto ao comportamento das variáveis físico-químicas e biológicas da água de uma represa que abastece tanques e viveiros para piscicultura na cidade de Pirassununga-SP, Bufon e Landim (2008) aplicaram a análise de agrupamento. Os resultados expressaram que no período seco, os parâmetros tiveram comportamento diferente daquele encontrado para os mesmos parâmetros no período chuvoso. Neste último, apesar do número de agrupamentos ser o mesmo do período seco, ocorrem alterações quanto à natureza dos parâmetros agrupados. Assim, os radicais fosfatos e fósforo total se relacionam diretamente com o material de suspensão na água apenas no período seco.

Estudos mais atuais têm empregado as técnicas de componentes principais e análise de agrupamentos, conjuntamente, objetivando o refinamento das informações obtidas por ambas as técnicas.

Palácio et al. (2011) empregaram as técnicas multivariadas, análise de agrupamento hierárquico (AAH) e análise de componentes principais (ACP), com o objetivo de identificar a similaridade das águas dos reservatórios superficiais do Estado do Ceará, e determinar os elementos mais significativos na variabilidade da salinidade. De acordo com os autores, as técnicas multivariadas reduziram os dados de observação e permitiram a interpretação de diversos constituintes individualmente, uma vez que indica associações entre amostras e/ou, variáveis, e ainda possibilita identificar os possíveis fatores/fontes que influenciam o sistema de água.

Segundo Zhang et al. (2011) através do uso das técnicas multivariadas, ACP e AAH, é possível elaborar uma futura estratégia de amostragem espacial e temporal, de uma maneira otimizada, reduzindo o número de estações, de períodos monitorados e dos custos associados, fornecendo uma classificação confiável da qualidade da água de uma região.

Para Freitas et al. (2012) o uso das técnicas de multivariadas (análise de componentes principais e de agrupamento) foi eficiente para verificar as similaridades ou as diferenças, com base nos atributos físicos do solo, nos ambientes estudados de área de cana-de-açúcar, reflorestada e mata nativa.

2.11.3 Regressão múltipla

A regressão múltipla é uma técnica da estatística multivariada usada para examinar a relação entre uma única variável dependente e um conjunto de variáveis independentes. O objetivo da análise de regressão múltipla é prever mudanças na variável dependente como resposta a mudanças nas variáveis independentes (Hair et al. 2009).

Cada uma dessas variáveis é isolada e mantida constante enquanto as variáveis restantes variam sistematicamente, sendo observados os seus efeitos sobre a variável dependente (Landim, 2011).

Alguns cuidados devem ser tomados com a análise de regressão múltipla: as relações entre as variáveis devem ser lineares, evitar um número inferior de casos em relação ao número de variáveis consideradas, e recomenda-se que tal relação seja 10 a 20 vezes superior; evitar variáveis independentes redundantes, isto é, que tenham um alto coeficiente de correlação entre si; verificar, utilizando resíduo, a presença de valores anômalos (Landim, 2011).

A análise de regressão linear múltipla de quaisquer n variáveis independentes sobre uma variável dependente, é expressa pela Equação 12:

$$Y_i^* = a_0 + a_1x_{1i} + a_2x_{2i} + \dots + a_nx_{ni} + \varepsilon_i \quad (12)$$

Em que:

Y_i^* - valor estimado pela reta ajustada.

x_1 - variável independente, responsável pela maior variabilidade,

a_0 e a_1 - coeficientes, conhecidos como parciais de regressão porque cada um deles fornece a taxa de mudança na variável dependente correspondente à respectiva variável independente, mantendo constantes as demais variáveis independentes.

ε_i - o erro, isto é, a variabilidade em Y não explicada pela relação linear.

Uma das mais importantes aplicações da análise de regressão múltipla é a escolha, entre diversas variáveis independentes, daquelas mais úteis na previsão de y . A variância total de y é em parte “explicada” pelas diversas variáveis x 's e o restante pela variabilidade devido ao erro (ε_i). A questão é saber se certas variáveis explanatórias podem ser retiradas ou não do modelo de regressão (Landim, 2011).

A proporção da variância dos y observados “explicada” por uma equação de regressão ajustada é representada pelo coeficiente de determinação R^2 , ver Equação 13.

$$R^2 = \frac{S_{y^*}^2}{S_y^2} = \frac{\text{variância de } y \text{ explicada pela análise de regressão}}{\text{variância total}} \quad (13)$$

Valores de R^2 irão dispor-se no intervalo 0 à 1, os quais fornecem uma medida dimensional de quantidade do ajuste do modelo de regressão múltipla dos dados. Se o valor de R^2 for próximo da unidade (1) significa que as diversas variáveis x 's medidas são responsáveis quase que totalmente pela variabilidade de y e o modelo é considerado adequado. Caso contrário, R^2 apresentará valor próximo à zero (Landim, 2011).

Os modelos de regressão linear multivariada apesar de serem pouco utilizados são muito úteis pois, dentre outras vantagens, permitem a construção de modelos considerando estruturas de correlação entre medidas tomadas na mesma ou em distintas unidades amostrais (Nogueira, 2007).

Siqueira et al. (2012) desenvolveram um diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Estado do Pará, Brasil), utilizando para a interpretação dos dados monitorados as análises de componentes principais, regressão múltipla e regressão linear. Com as análises de componentes principais e de regressão múltipla identificaram-se quatro variáveis que influenciaram significativamente na variação do índice de qualidade da água (IQA): oxigênio dissolvido, demanda bioquímica do oxigênio, fósforo total e coliformes termotolerantes, que explicaram 75% da variação dos resultados.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZA

O sistema de tratamento de águas cinza está localizado no Projeto de Assentamento Monte Alegre I, sob coordenadas de 5° 30'13,06" S e 37° 27'23,27" O, no município de Upanema-RN, microrregião Médio Oeste Potiguar. A residência experimental é habitada por cinco pessoas e produz cerca de 0,55 m³d⁻¹ de água cinza.

O clima de Upanema-RN, segundo dados do IDEMA (2008) é muito quente e semiárido, com estação chuvosa no período de março a maio. Apresenta temperatura média anual de 32 °C, precipitação de 536 mm acumulada anual, umidade relativa média anual de 70% e 2700 horas de insolação. A localização do município, tal como da área do sistema pode ser observada na Figura 12.

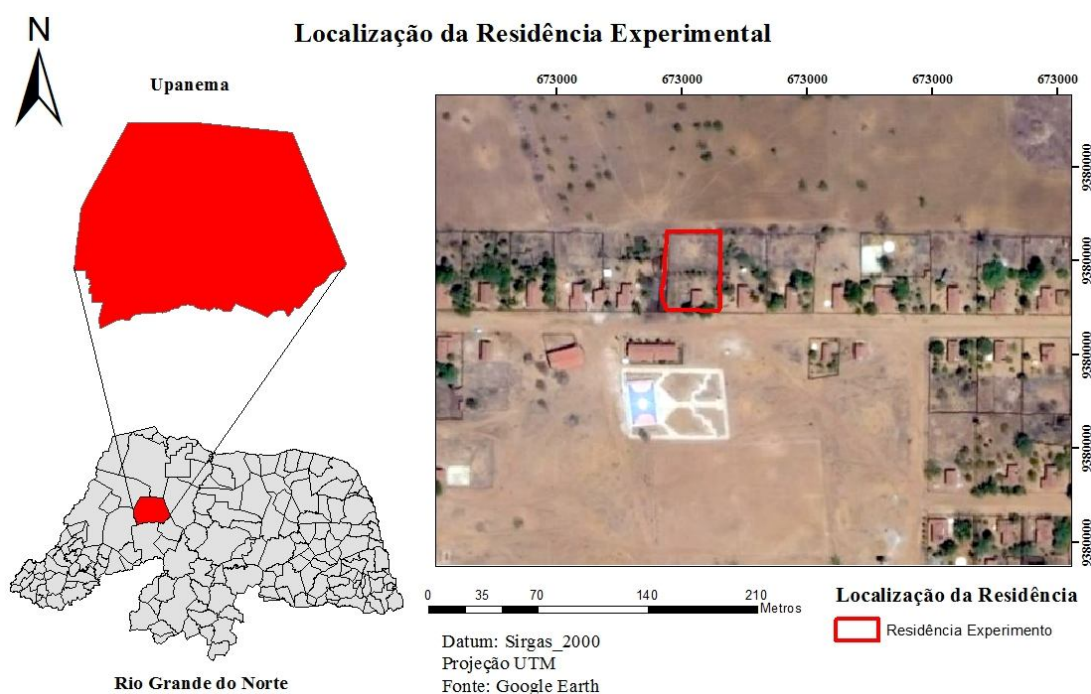


Figura 12. Localização da residência experimental, Upanema-RN.
Fonte: Google Earth (2017).

O sistema de tratamento e aproveitamento de águas cinza é composto por caixa de passagem, tanque séptico (fossa séptica), filtro orgânico e reservatório, conforme detalhes:

- Caixa de passagem: construída em alvenaria de tijolos na forma quadrada dotada de revestimento interno impermeabilizante com dimensões internas de 0,49 m de lado por 0,50 m de profundidade, dotada de tampa em alvenaria para evitar entrada de animais e proliferação de insetos;
- Tanque séptico: Construído em alvenaria de tijolos com reboco impermeabilizado nas dimensões de 0,80 m de largura por 1,32 m de profundidade por 1,98 m de comprimento (Figura 13). Este dispositivo objetiva o tratamento preliminar e primário das águas cinza, realizando a retenção dos sólidos flutuantes e materiais oleosos, decantação de sólidos sedimentáveis, tratamento anaeróbico do lodo decantado, digestão parcial da espuma e redução do nível populacional de bactérias patogênicas;



Figura 13. Vista superior do tanque séptico

Fonte: Arquivo da pesquisadora (2017).

- Filtro orgânico: Os filtros consistem basicamente de um tanque contendo material de enchimento que serve de suporte para aderência e desenvolvimento de microrganismos num biofilme de espessura variável. Construído em alvenaria de tijolos com revestimento interno impermeabilizado, apresentando dimensões internas de 1,46 m de diâmetro e 0,70 m de profundidade. Utilizou-se como

material filtrante, a fibra de côco e a palha de carnaúba. Para Lo Mônaco et al. (2009), o uso de material filtrante alternativo, oriundo de atividades agropecuárias é de grande interesse, devido à abundância e baixo custo de aquisição. A distribuição dos elementos filtrantes foi realizada do fundo para a superfície do filtro, com a seguinte organização: primeira camada constituída de brita nº1 na espessura de 0,20 m; seguido de uma camada de 0,10 m de carvão vegetal para minimizar os odores desagradáveis e uma camada de fibra de coco mais palha de carnaúba (material orgânico do próprio assentamento). O filtro tem fluxo descendente, sendo que na parte superior do filtro foi instalado um dispositivo confeccionado em tubos de PVC de 100 e 40 mm para distribuição uniforme do efluente (Figura 14).



Figura 14. Vista superior do filtro orgânico de fluxo descendente.

Fonte: Arquivo da pesquisadora (2017).

- Reservatório de armazenamento: sistema de armazenamento com capacidade de aproximadamente $2,8\text{m}^3$, confeccionado em alvenaria de tijolos com revestimento interno impermeabilizado, nas dimensões internas de 1,47 m de diâmetro e 1,63 m de profundidade (Figura 15).



Figura 15. Vista superior do reservatório de armazenamento.

Fonte: Arquivo da pesquisadora (2017).

A Figura 16 apresenta uma ilustração dos componentes do sistema de tratamento de águas cinza e a Figura 17 um esquema dos componentes, juntamente com as dimensões.

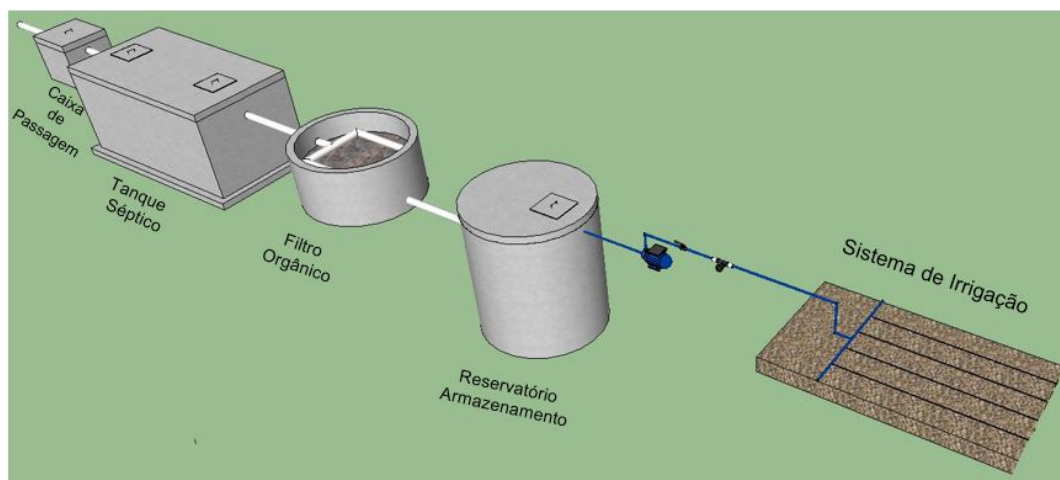


Figura 16. Componentes do sistema de tratamento de águas cinza

Fonte: Arquivo da pesquisadora (2017).

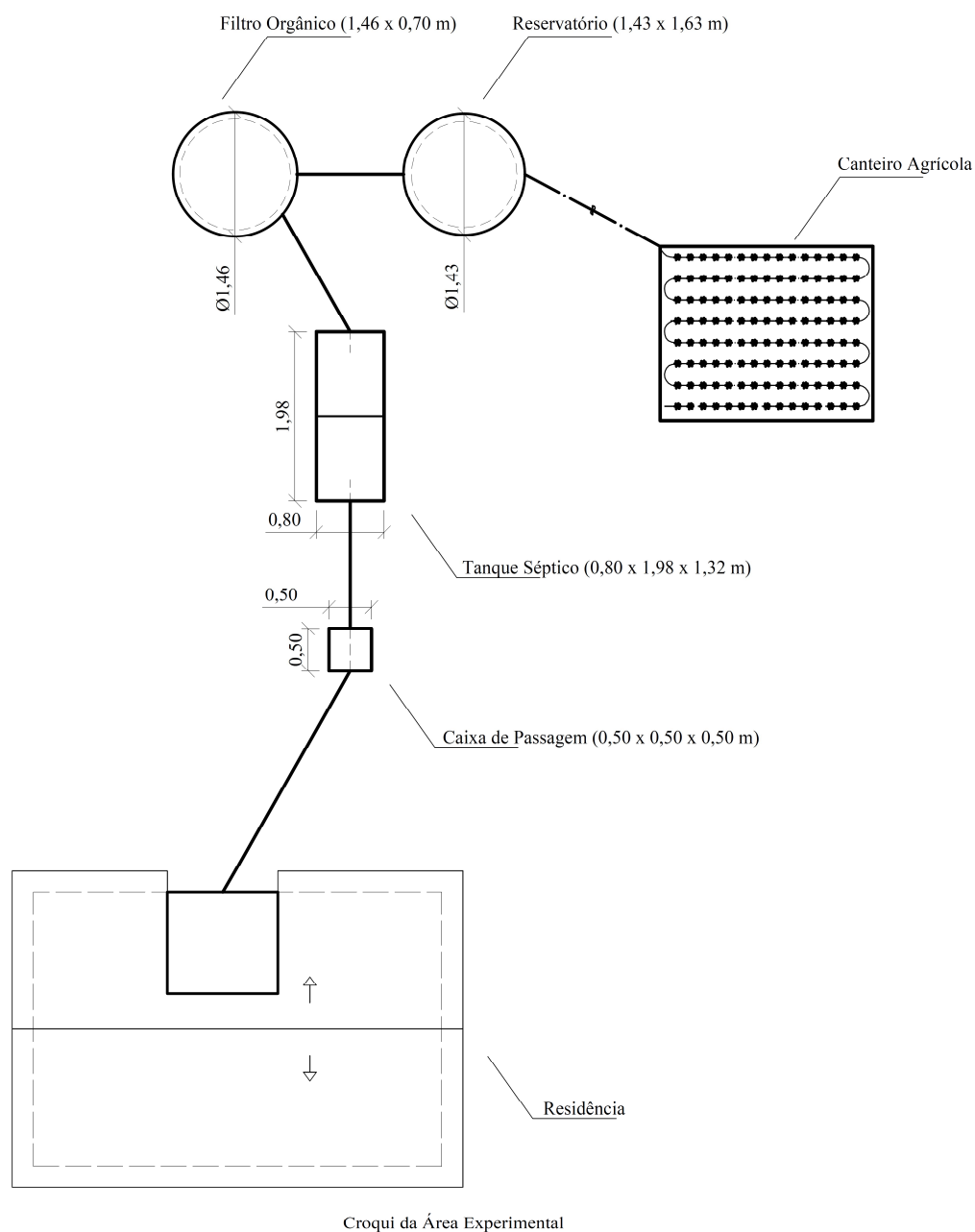


Figura 17. Croqui da área experimental com os componentes do sistema de tratamento de águas cinza e dimensões.

Fonte: Arquivo da pesquisadora (2017).

3.2 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE DESINFECÇÃO SOLAR

O sistema de desinfecção solar é composto por um reator solar construído à base de concreto ao nível do solo e fica localizado na área experimental do Centro de Multiplicação

de Animais Silvestres (CEMAS) na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró-RN, sob as coordenadas geográficas 5°21'28''S 37°31'02''O e altitude 39 m (Figura 18).

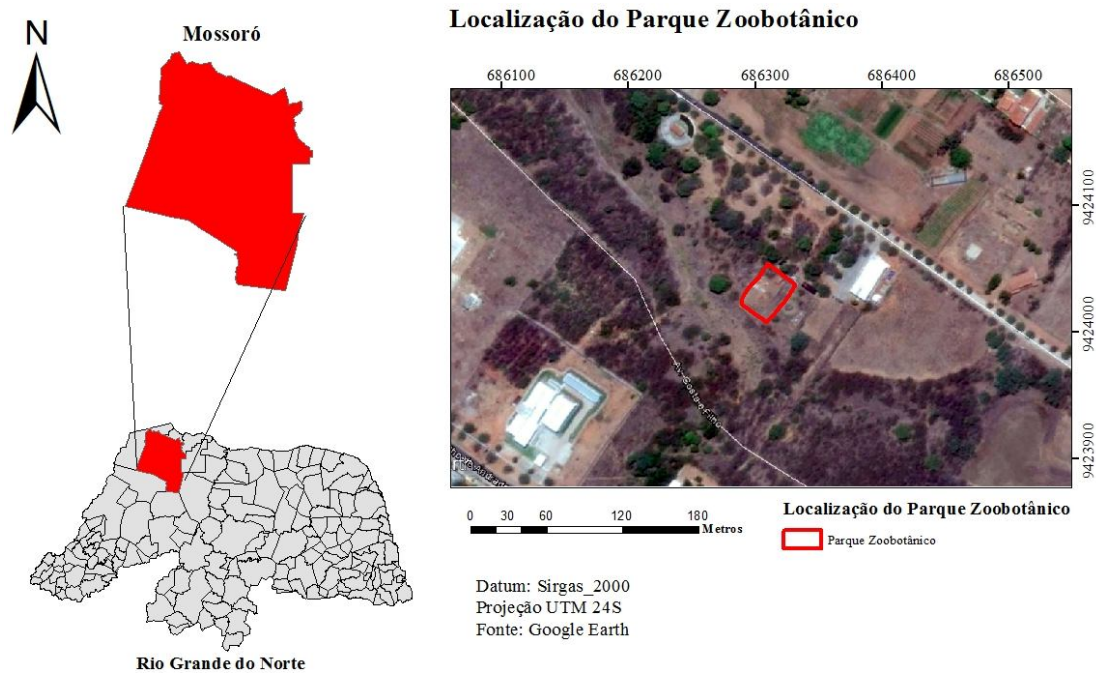


Figura 18. Localização da área experimental na UFERSA, campus Mossoró-RN.
Fonte: Google Earth (2017).

O reator solar tem formato de tronco cônico invertido e dimensões idênticas, isto é raio maior, raio menor e altura de, respectivamente, 1,00 m, 0,25 m e 0,30 m, pintado na cor preta, conforme as recomendações de Queluz & Sánchez-Román (2014), ver Figura 19. A forma estrutural do reator foi adotada para garantir que as paredes não permitissem a formação de sombras no efluente durante o maior tempo possível, possibilitando a redução do nível populacional de bactérias e ovos de vermes. O reator funcionou com lâmina de 0,10 m de água cinza.



Figura 19. Reator solar.

Fonte: Acervo da pesquisadora (2017).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BSw^h (“clima seco, muito quente e com estação chuvosa no verão retardando-se para o outono”), com temperatura média anual de 27,6° C, precipitação pluviométrica bastante irregular, com média anual de 673,9 mm; e umidade relativa do ar média de 68,9 % (Alvares et al., 2013).

No intuito de caracterizar melhor as condições climáticas do município de Mossoró, foram obtidos os registros das variáveis climáticas, através do INMET- Instituto Nacional de Meteorologia, para o ano de 2015. A estação meteorológica fica localizada nas coordenadas geográficas de latitude 4° 54’ 14,87” S e longitude 37° 22’ 00,47” W e altitude 29 m acima do nível do mar. A partir dos dados, foram confeccionados tabelas e gráficos apresentados abaixo. A Tabela 7 resume os dados climatológicos para Mossoró em 2015.

Tabela 7. Resumo dos dados climáticos para Mossoró em 2015.

Mês	Temperatura (°C)			Amplitude térmica (°C)	Umidade Relativa (%)	Precipitação pluviométrica acumulada (mm)	Vento Velocidade (m s ⁻¹)
	Média	Máxima	Mínima				
Janeiro	30,23	31,11	29,50	1,60	56,70	0,00	5,47
Fevereiro	30,38	31,21	29,63	1,58	58,44	0,00	5,09
Março	27,59	28,14	27,08	1,07	75,34	86,40	3,15
Abril	27,49	28,01	26,99	1,02	77,72	62,00	2,67
Maio	28,15	28,73	27,62	1,12	70,16	3,80	3,59
Junho	27,35	27,96	26,79	1,16	68,57	18,20	3,38
Julho	26,89	27,46	26,36	1,10	68,67	17,80	3,49
Agosto	26,90	27,52	26,34	1,18	63,01	0,00	4,11
Setembro	27,06	27,62	26,56	1,06	65,07	3,20	4,92
Outubro	27,28	27,86	26,78	1,08	64,07	0,40	4,84
Novembro	27,65	28,22	27,16	1,05	66,17	0,00	4,60
Dezembro	28,19	28,73	27,72	1,02	65,94	13,20	4,37

Fonte: Dados do INMET (2017).

O comportamento da temperatura do ar média mensal durante o período de dados coletados indica uma pequena variação ao longo do ano, com uma amplitude térmica média de 1,17 °C, para o ano de 2015. A menor temperatura média mensal foi 26,89°C e ocorreu no mês de julho, e a maior temperatura média mensal foi de 30,38 °C no mês de fevereiro (Figura 20 e Tabela 7). A temperatura média anual foi de 27,93 °C.

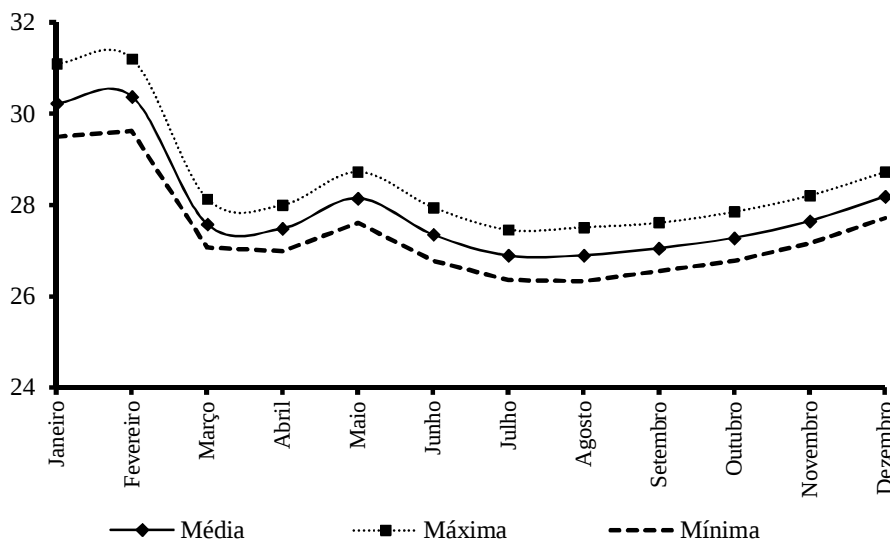


Figura 20. Temperatura média, máxima e mínima mensal do ar, para o ano de 2015, Mossoró-RN.

Fonte: Dados do INMET (2017).

O comportamento da precipitação acumulada mensal (chuva total mm) e umidade relativa do ar (UR%) para o ano de 2015 em Mossoró- RN, é observado na Figura 21. Os resultados mostraram que a precipitação acumulada para o ano de 2015 foi de 205 mm, sendo o período mais chuvoso, o mês de março, com chuva acumulada de 86,40 mm, e abril com 62 mm.

Para os meses de janeiro, fevereiro, maio, agosto, setembro, outubro e novembro, as chuvas acumuladas ficaram abaixo de 5mm. Em relação a umidade relativa, os meses de março e abril tiveram as maiores médias (75,34 e 77,72 %) o que coincide com o período mais chuvoso (Figura 21 e Tabela 7).

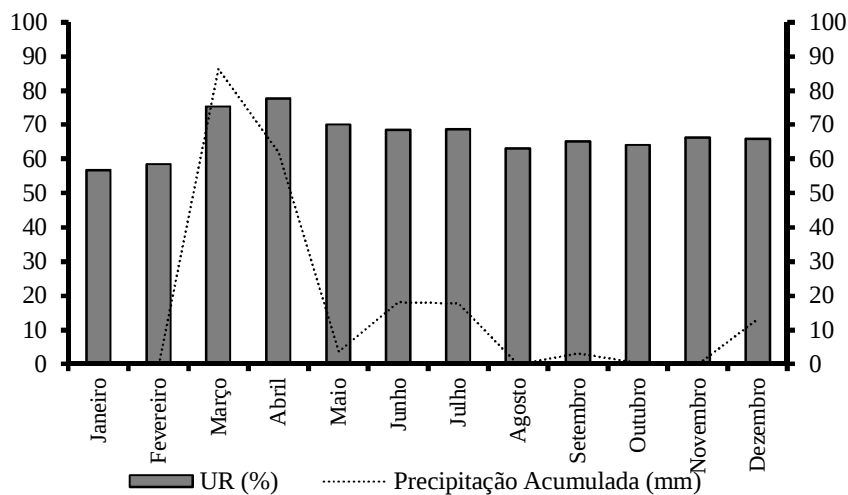


Figura 21. Distribuição mensal da umidade relativa do ar (UR%) relacionada com a chuva para Mossoró, 2015.

Fonte: Dados do INMET (2017).

A velocidade média dos ventos em Mossoró, para o ano de 2015, foi de $4,14 \text{ m.s}^{-1}$, com as maiores médias mensais ocorrendo nos meses de janeiro, fevereiro e setembro, $5,46$, $5,15$ e $4,92 \text{ m.s}^{-1}$, respectivamente (Figura 22).

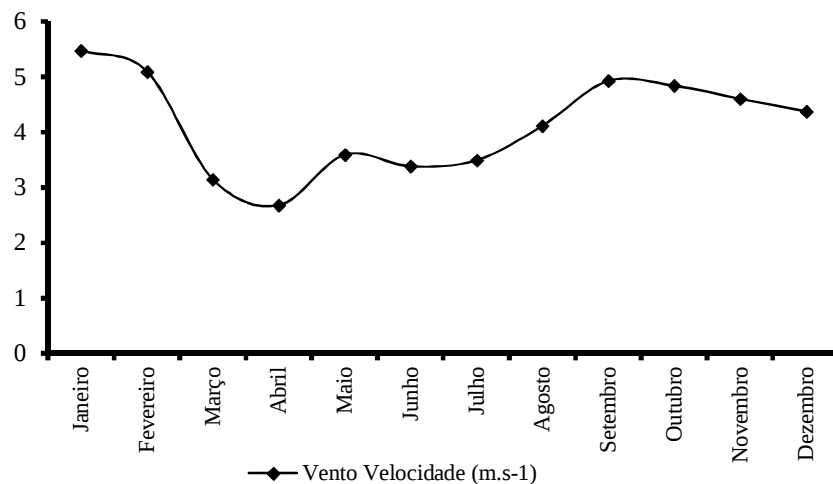


Figura 22. Velocidade média do vento (m.s^{-1}) mensal para Mossoró, ano de 2015.

Fonte: Dados do INMET (2017).

A radiação solar em Mossoró para o ano de 2015 estão apresentados na Tabela 8 e Figura 23.

Tabela 8. Resumo dos dados climáticos para Mossoró em 2015.

Mês	Radiação Solar (W.m^{-2})				
	9 h (W.m^{-2})	12 h (W.m^{-2})	17 h (W.m^{-2})	Média (W.m^{-2})*	Total (W.m^{-2})
Janeiro	529,25	861,77	226,54	632,01	5226,53
Fevereiro	483,06	742,49	200,20	565,99	4921,01
Março	558,39	871,71	160,64	639,52	5736,88
Abril	560,42	774,80	133,16	632,97	5697,13
Maiο	590,44	855,11	128,35	630,98	5585,52
Junho	529,16	720,67	131,49	549,17	4983,87
Julho	538,40	770,78	135,44	540,43	4854,22
Agosto	588,13	842,56	170,61	633,63	5776,32
Setembro	610,54	956,67	158,71	685,91	6173,25
Outubro	670,53	946,69	144,53	696,29	6269,34
Novembro	657,87	989,74	155,27	704,54	6339,13
Dezembro	564,43	928,65	178,77	659,11	5920,28

* Radiação média calculada das 9hs às 17hs.

Fonte: Dados do INMET (2017).

Pode-se observar que a radiação solar média mensal apresentou variações de 540 W.m^{-2} no mês de julho à 704 W.m^{-2} para o mês de novembro. As maiores médias de radiação solar foram observadas nos meses de setembro, outubro, novembro e dezembro, com valores

de 685, 696, 704, 659 W.m⁻², respectivamente. A partir do mês de maio, a radiação começa a decrescer, registrando para os meses de junho e julho as menores média de radiação solar, 549 e 540 W.m⁻², respectivamente (Figura 23).

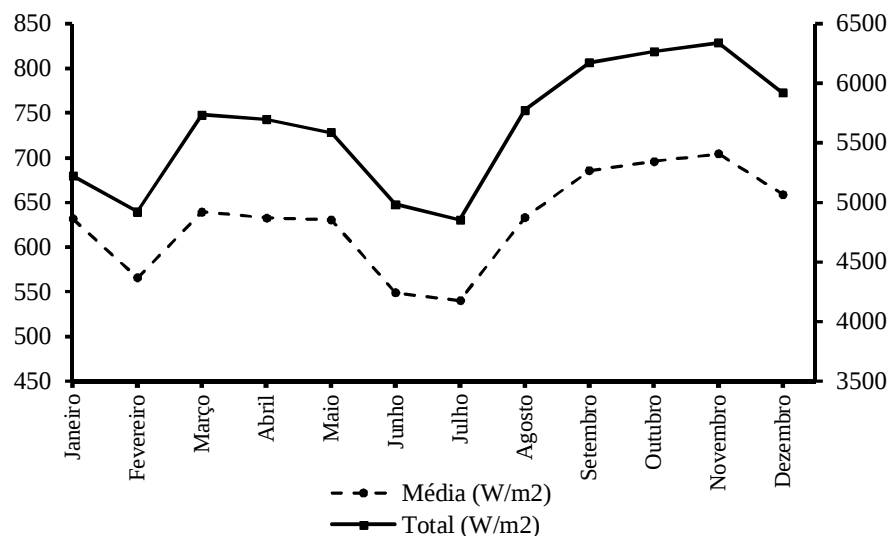


Figura 23. Valores médios de radiação e radiação acumulada média mensal para o ano de 2015 em Mossoró.

Fonte: Dados do INMET (2017).

3.2.1 Procedimento de coleta para avaliação do sistema de desinfecção solar

Durante os meses de julho a dezembro de 2015, a água cinza tratada foi coletada mensalmente, preferencialmente no dia 15 de cada mês. Para isso utilizou-se uma bomba de recalque, com transferência da água cinza para um reservatório de 1m³, sendo posteriormente transportada até o local do experimento, e armazenada em reservatório de 0,250 m³, e transferida para o reator solar, como ilustra a Figura 19. A caracterização das águas cinza bruta (entrada do sistema) e da água cinza tratada (saída do sistema) são apresentadas no Apêndice 2.

3.2.2 Monitoramento do sistema de desinfecção solar

As águas cinzas já dispostas no reator solar foram expostas à radiação solar, no horário das 8:00 às 16:00 horas, durante os meses de julho a dezembro de 2015, a fim de verificar os efeitos da radiação ultravioleta e da temperatura na inativação de coliformes totais, *E.coli* e ovos de helmintos.

Alíquotas das amostras foram retiradas do reator no tempo zero (água cinza sem exposição solar), e a cada duas horas, até finalizar o período das 8 horas de exposição a radiação, totalizando 30 amostras simples ao longo do período experimental (Figura 24).

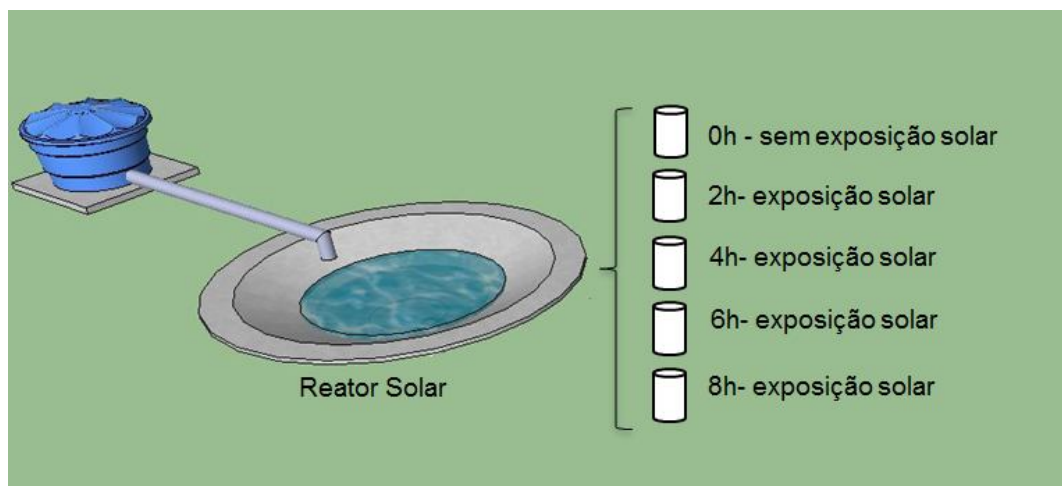


Figura 24. Sistema de desinfecção solar e procedimento de coleta

Fonte: Arquivo da pesquisadora (2017).

No mês de dezembro o ensaio foi realizado por dois dias consecutivos, com intuito de avaliar o efeito do prolongamento do tempo de exposição à radiação solar, na inativação bacteriológica. Sendo, assim, as amostras de águas cinza foram submetidas à exposição por tempos: 0 (sem exposição), 2, 4, 6 e 8 horas e no dia seguinte as amostras foram reexpostas ao sol, por igual período de tempo, totalizando 24, 26, 28, 30 e 32 horas cumulativas de exposição solar.

Para cada bateria de ensaio, foram realizadas medições de pH, oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) em campo. O Ph foi determinado através do método da potenciometria direta, utilizando um pHmetro acoplado a um eletrodo combinado de vidro, a condutividade elétrica por meio de um condutímetro (μScm^{-1}), temperatura utilizando-se um termômetro ($^{\circ}\text{C}$) digital tipo espeto e o OD (mg L^{-1}) obtido por meio de um oxímetro digital.

As determinações de Sólidos Suspensos Totais (mgL^{-1}), turbidez (UNT), cor aparente (mg.Pt-Co.L^{-1}), coliformes totais (NMP100mL^{-1}), *E.coli* (NMP100.mL^{-1}) e ovos de helmintos (Ovos.L^{-1}), foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAN) na UFERSA. Utilizou-se para as análises microbiológicas frascos estéreis com volume de 100 mL. A escolha destes indicadores tiveram como base os trabalhos de Sánchez-Román et al. (2007) e Queluz & Sánchez-Román (2014).

As concentrações de sólidos suspensos totais (SST) foram determinadas pelo método gravimétrico com a utilização de membranas de fibra de vidro (1 µm de diâmetro de poro), expresso em mgL⁻¹ a turbidez por meio de turbidímetro de bancada, expresso em UNT (Unidade nefelométrica de turbidez); cor aparente determinada por meio de espectofotômetro, com absorvância à 455 nm.

Para a quantificação dos indicadores microbiológicos foi utilizado o sistema Colilert (sistema patenteado por IDEXX Laboratories) que é utilizado para detecções simultâneas, identificações específicas e confirmativas de coliformes totais (NMP100mL⁻¹) e *E.coli* (NMP100mL⁻¹), metodologia também preconizada no *Standart methods for examination of water and wastewater* (Rice et al., 2012).

Para enumeração de ovos de helmintos foi utilizado a Técnica de Bailenger modificada (Ayres & Mara, 1996), que deu origem à metodologia atualmente recomendada pela Organização Mundial de Saúde para a enumeração de ovos de helmintos em águas residuárias brutas e tratadas. Este método foi escolhido em função de sua simplicidade e baixo custo e por propiciar a recuperação de uma ampla faixa de ovos de helmintos de gêneros diferentes, particularmente ovos de nematodas (*Ascaris sp.*, *Trichuris sp.* e *Ancilostomídeos*) que são os indicadores parasitológicos especificados no guia da Organização Mundial de Saúde para reúso na agricultura. As técnicas de determinação de coliformes totais e *E. coli*, assim como enumeração e identificação de ovos de helmintos estão detalhadas no Apêndice 2.

Paralelamente, foram obtidos os dados das variáveis ambientais: temperatura do ar (°C) e radiação solar global (W.m⁻²), por meio da estação meteorológica Jerônimo Rosado, localizada na UFERSA-Mossoró/RN, cujas coordenadas geográficas são: 5° 11' S e 37° 20' W.

A possibilidade do reúso agrícola foi avaliado com base nas recomendações da WHO (2006b), utilizando-se como organismos indicadores, o nível populacional de *E.coli* (NMP.100mL⁻¹) e número de ovos de helmintos (ovos/litro), relacionado aos padrões de qualidade sugeridos pela WHO para os diferentes tipos de reúso na agricultura, conforme apresentado na Tabela 1.

3.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os resultados obtidos foram submetidos às análises estatística descritiva e multivariada.

3.3.1 Estatística descritiva

Para todas as características físico-químicas e microbiológicas foram obtidos os valores de tendência central, amplitude e dispersão dos dados, assim como as médias aritmética e geométrica, medianas, máximos, mínimos, desvios padrões e coeficiente de variação, empregando-se o Microsoft Office Excel® 2007.

Os dados coletados foram, ainda, submetidos à análise de variância pelo Teste de Scoott Knott a 5% de probabilidade, a fim de investigar a ocorrência de diferenças significativas entre as médias de cada variável, ao longo do processo de desinfecção solar. Optou-se pelo uso do teste de Scott Knott, já que é um teste isento de ambiguidades, evitando a sobreposição entre os grupos, além de que possui resultados claros e objetivos, quando comparados ao teste de Tukey (Canteri et al. 2001).

Para realização da análise de variância foi utilizado o programa computacional SISVAR 5.6. (Sistemas para Análises de Variância) desenvolvido por Ferreira (2011).

3.3.2 Estatística multivariada

Entre as técnicas multivariadas disponíveis, neste estudo foram realizadas a análise de componentes principais (ACP) e análise de agrupamentos hierárquicos (AAH).

Inicialmente foi obtida a matriz de correlação de Pearson através da planilha eletrônica tipo Excel, na função análise de dados. Os valores de r quando próximos de -1 e +1 demonstram maior correlação, enquanto valores próximos de zero, ausência de correlação entre as duas variáveis X e Y analisadas.

As correlações significativas foram, ainda, submetidas à classificação de Hopkins (2008), que estabelece classes para o coeficiente de correlação: $0,0 < r \leq 0,1$ (Muito baixa), $0,1 < r \leq 0,3$ (Baixa) $0,3 < r \leq 0,5$ (Moderada), $0,5 < r \leq 0,7$ (Alta), $0,7 < r \leq 0,9$ (Muito alta) e $0,9 < r \leq 1,0$ (Extremamente alta).

3.3.2.1 Análise de componentes Principais- ACP

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

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

Utilizou-se o critério de seleção (CS) estabelecido por Ovalles e Collins (1988), para avaliar quais variáveis são mais significativas em cada componente. O CS foi obtido através da Equação 14:

$$CS = \frac{0,5}{(CP)^{\frac{1}{2}}} \quad (14)$$

Em que:

CS - valor do critério de seleção; e

CP - autovalor do componente principal.

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

Para o processamento da análise de componentes principais foi empregado o programa computacional “R” versão 3.2.3 (R development core team, 2010).

3.3.2.2 Análise de agrupamento hierárquico (AAH)

Realizou-se a análise de agrupamentos hierárquicos (AAH), sendo esta uma técnica de análise multivariada que tem como principal objetivo o agrupamento de elementos.

Os resultados da análise de AAH foram dispostos graficamente no dendrograma, e as amostras foram aglomeradas através do critério de similaridade mensurada pela distância euclidiana, empregando o método Ward. Para análise de Agrupamento Hierárquico utilizou-se o programa “R” versão 3.2.3 (R development core team, 2010).

3.3.2.3 Análise de regressão múltipla

A avaliação da eficiência na redução das concentrações de *E.coli* foi determinada pelo estudo das variáveis: dose de radiação global acumulada (MJ.m^{-2}), temperatura do efluente ($^{\circ}\text{C}$), OD (mgL^{-1}), pH, condutividade elétrica (μScm^{-1}), SST (mgL^{-1}) e turbidez (UNT).

A variável resposta utilizada foi a redução logarítmica da população de *E.coli* ($\text{RedLog} = \log(1/y)$), sendo y a razão entre a população remanescente (N) de *E.coli*, após o período de desinfecção solar e a população inicial (N_0). Os dados foram avaliados através da análise de regressão linear múltipla empregando o software estatístico StatGraphics Centurion XVI (versão 16.1.15), ano 2011.

Os modelos matemáticos de regressão linear múltipla foram ajustados e comparados. Os parâmetros adotados para a comparação entre modelos foram o valor de R^2 calculado e a análise de variância. A qualidade do modelo está relacionada aos valores de R^2 , quanto mais próximo de 1 estiver essa estatística, melhor será o ajuste. Se R^2 é próximo de zero, o modelo não é adequado. As diferenças estatísticas entre os modelos foram consideradas significativas para $p < 0,05$.

A partir da seleção do melhor modelo linear, obteve-se a equação sigmóide (Equação 7) utilizando-se a análise de regressão não linear pelo método de marquadt, no software StatGraphics Centurion XVI, versão 16.1.15.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA E ANÁLISE DE VARIÂNCIA-ANOVA

4.1.1 Variáveis climatológicas

- Variação da radiação solar e da temperatura do ar em função do horário de exposição solar

A variação da intensidade de radiação solar global durante os dias de coleta em função dos horários de exposição das amostras está apresentada na Figura 25.

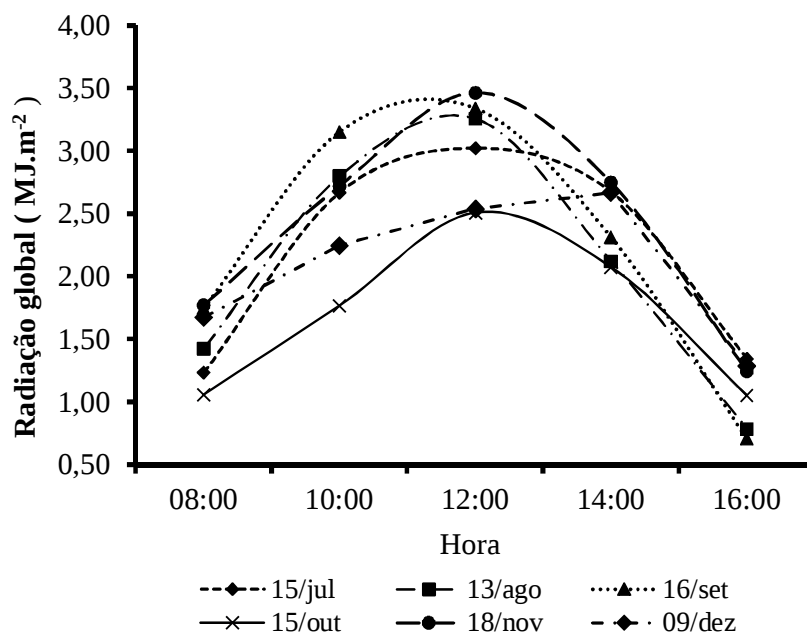


Figura 25. Variação da intensidade de radiação solar global instantânea (MJ.m^{-2}) durante o tempo de exposição das amostras para os dias de coleta.

Fonte: Dados da autora (2017)

No período total de exposição à radiação solar (8 horas compreendidas das 8:00 às 16:00), exibida na Figura 25, observa-se que a radiação solar é mais intensa entre 10:00 e 14:00, sendo o período de 12:00 o que apresenta maior incidência de radiação.

A Figura 26 apresenta as médias e medianas de radiação solar global em função dos horários de exposição solar.

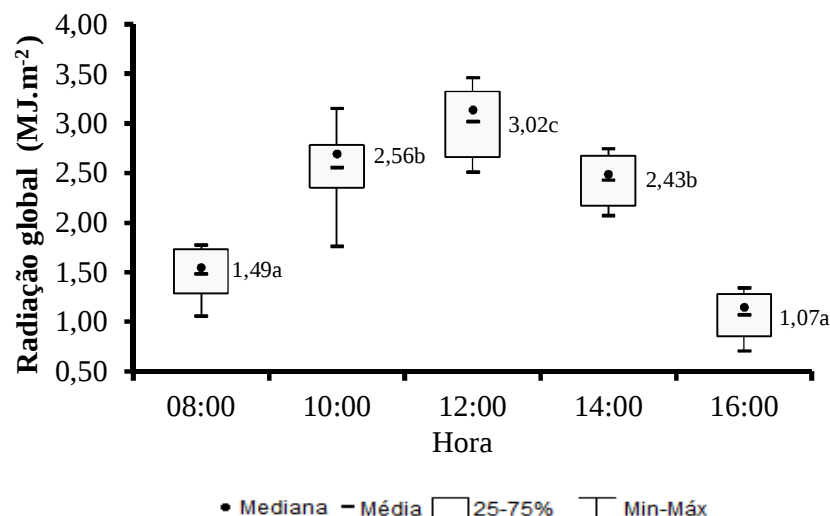


Figura 26. Gráfico de box-plot para os dados de radiação solar global (MJ.m⁻²) em função do horário de exposição solar.

Fonte: Dados da autora (2017)

Os valores da temperatura do ar durante o horário e dia de coleta estão apresentados na Figura 27. Percebe-se que a temperatura do ar ambiente aumenta até o meio dia e a partir deste horário ocorreram flutuações de distribuição aleatória em função do período (mês).

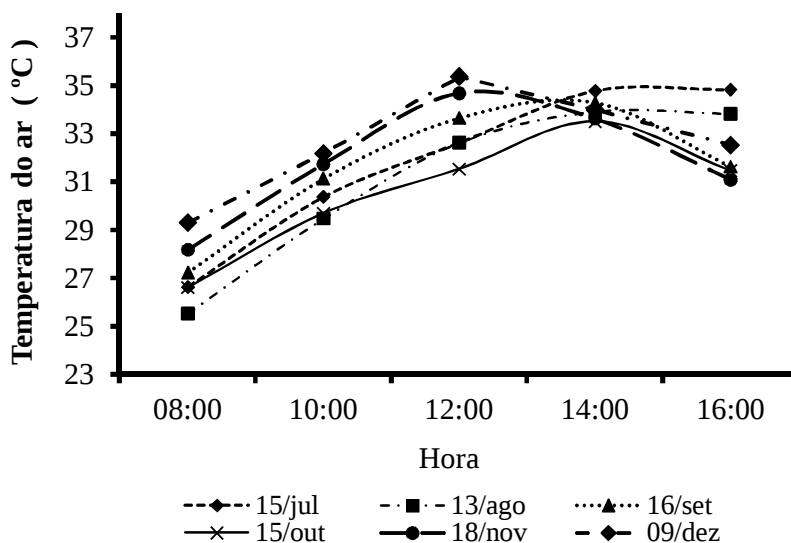


Figura 27. Variação da temperatura do ar instantânea (°C) durante o tempo de exposição à radiação solar nos dias de coleta.

Fonte: Dados da autora (2017)

A Tabela 9 apresenta os valores médios da radiação solar diária, e temperatura do ar ao longo das 8 horas de exposição, para os dias do experimento, assim como a análise de variância.

Tabela 9. Principais momentos estatísticos da radiação solar global (MJ.m^{-2}) e temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$) em função do horário de exposição solar.

Parâmetros climatológicos	Tempo de exposição solar	Média aritmética	Mediana	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Coefficiente de variação (%)
Radiação global (MJ.m^{-2})	8:00	1,49a	1,55	0,29	1,06	1,77	19,88
	10:00	2,56b	2,69	0,48	1,77	3,15	18,95
	12:00	3,02c	3,14	0,41	2,50	3,46	13,64
	14:00	2,43b	2,49	0,30	2,07	2,74	12,32
	16:00	1,07a	1,15	0,27	0,70	1,34	25,28
Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)	8:00	27,25a	26,93	1,33	25,53	29,31	4,89
	10:00	30,78b	30,76	1,10	29,48	32,2	3,58
	12:00	33,42c	33,14	1,43	31,54	35,38	4,29
	14:00	34,03c	33,96	0,46	33,52	34,79	1,36
	16:00	32,57c	32,09	1,48	31,1	34,84	4,55

*Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scoot Knott à 5% de probabilidade.

Fonte: Dados da autora (2017)

Em relação às médias de valores de radiação solar em função do horário de exposição solar, os resultados obtidos demonstraram existir diferença estatística à 95% de confiança. Verificou-se que as médias de radiação solar global no horário de 8:00 h e 16:00 h não apresentaram diferença significativa, assim como os horários de 10:00 h e 14:00 h. O horário de 12:00 h apresentou as maiores médias de radiação solar, cujo o valor diferiu dos demais horários à 5% de significância (Figura 26 e Tabela 9).

A Figura 28 apresentam as médias de temperatura do ar em função dos horários de exposição solar.

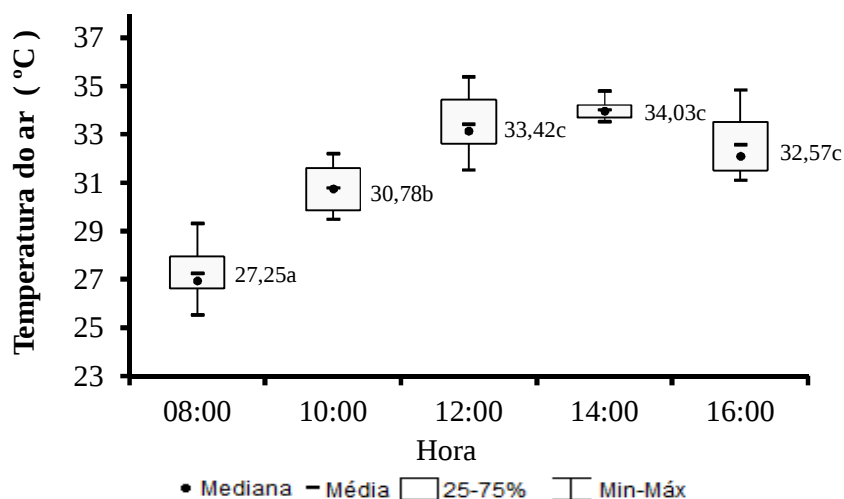


Figura 28. Gráfico de box-plot para os dados de temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$) em função do horário de exposição solar.

Fonte: Dados da autora (2017)

Na Tabela 9 e Figura 28, verificou-se que as médias de temperatura do ar, em função do horário de exposição, apresentaram diferença significativa à 95% de confiança. Sendo as médias da temperatura do ar nos horários das 12:00 até às 16:00 não diferiram entre si, já o restante dos horários diferem entre si de forma significativa, sendo o horário crítico de menor temperatura as 8:00 h.

- Variação da radiação solar e da temperatura do ar em função dos meses em estudo

A Tabela 10 apresenta os valores médios da radiação solar diária, e temperatura do ar, para os dias do experimento, assim como a análise de variância, em função dos meses em estudo.

Tabela 10. Principais momentos estatísticos da radiação solar global (MJ.m^{-2}) e temperatura média do ar ($^{\circ}\text{C}$) em função dos meses em estudo.

Parâmetros climatológicos	Mês	Média aritmética	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Coeficiente de variação (%)
Radiação Global (MJ.m^{-2})	Julho	2,19a	2,66	0,83	1,23	3,02	38,11
	Agosto	2,08a	2,12	1,00	0,78	3,25	48,14
	Setembro	2,25a	2,31	1,07	0,70	3,34	47,82
	Outubro	1,69b	1,76	0,63	1,05	2,50	37,67
	Novembro	2,39a	2,72	0,87	1,24	3,46	36,71
	Dezembro	2,08a	2,25	0,58	1,28	2,66	28,14
Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)	Julho	31,85a	32,63	3,44	29,48	34,84	10,81
	Agosto	31,08a	32,63	3,58	25,53	33,92	11,53
	Setembro	31,59a	31,64	2,77	31,47	34,3	8,78
	Outubro	30,56a	31,47	2,60	30,56	33,52	8,49
	Novembro	31,87a	31,75	2,51	31,874	34,7	7,88
	Dezembro	32,68a	32,55	2,27	31,54	35,38	6,94

*Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scoot Knott à 5% de probabilidade.

Fonte: Dados da autora (2017)

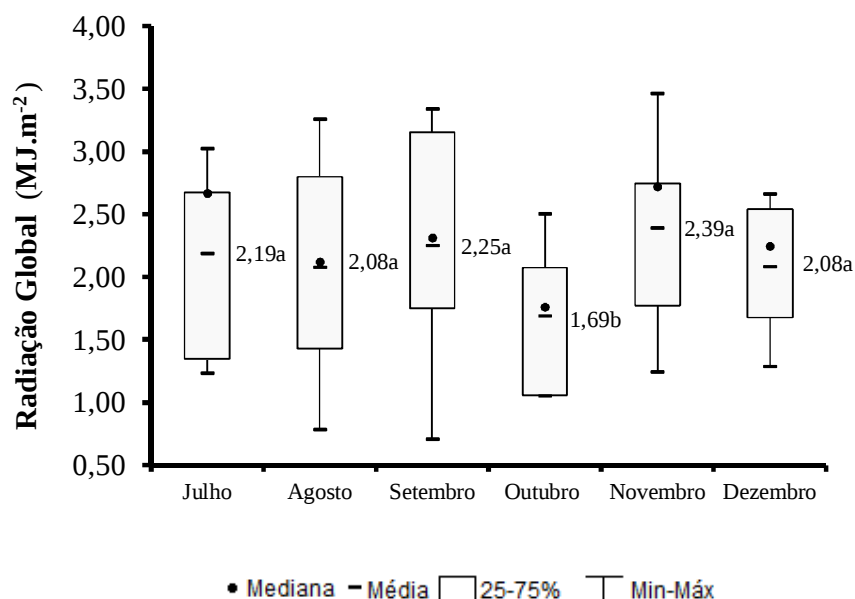


Figura 29. Gráfico de box-plot para os dados da radiação solar global (MJ.m^{-2}) em função dos meses em estudo.

Fonte: Dados da autora (2017)

Segundo o teste de Scott-Knott, à nível de 95% de confiança, o mês de outubro diferiu estatisticamente dos demais, em relação à radiação global média, registrando valores mais baixos em relação aos meses em estudo (Tabela 10 e Figura 29). No entanto pode-se considerar que para este dia de outubro, os valores de radiação apresentaram valores atípicos quando comparados à média geral para o mês de outubro, conforme Tabela 8 e Figura 23, que trata das médias mensais de radiação solar e radiação acumulada para o ano de 2015 em Mossoró.

A Figura 30 apresenta a temperatura média do ar para os meses em estudo, assim como o teste de significância à 5%.

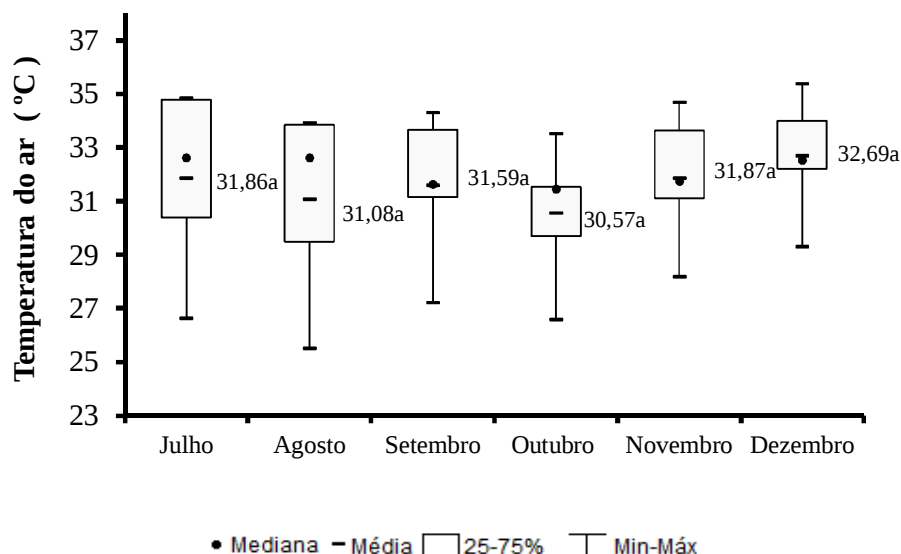


Figura 30. Gráfico de box-plot para os dados de temperatura do ar (°C) em função dos meses em estudo.

Fonte: Dados da autora (2017)

Verificou-se que não houve variação de temperatura do ar ambiente em relação aos meses do experimento, o que foi confirmado pelo teste de Scoot Knott à 5% de probabilidade (Tabela 10 e Figura 30).

Sánchez-Román et al. (2007) desenvolveram um reator de concreto para desinfecção solar de águas residuárias domésticas na cidade de Viçosa, MG. Durante o período de experimental, com duração de novembro de 2005 à setembro de 2006, os valores mínimo e máximo da temperatura do ar registrados, foram, 13,1 °C e 30,4 °C, respectivamente. Desta forma, apresentando condições similares propicias ao estudo em apreço, tendo-se em vista a menor amplitude térmica da região do nordeste semiárido.

Para Ubomba et al. (2009) os danos causados pela radiação ultravioleta dependem da irradiância e da dose. Definindo a irradiância como a energia incidente por unidade de área e a dose como energia incidente por unidade de área em função de um tempo de exposição.

A Figura 31 ilustra a radiação global média diária e radiação acumulada em cada dia de experimento. De acordo com o gráfico, a menor radiação foi para o dia 15 de outubro, com registro médio de 502 W.m⁻² e radiação acumulada de 4016 W.m⁻².

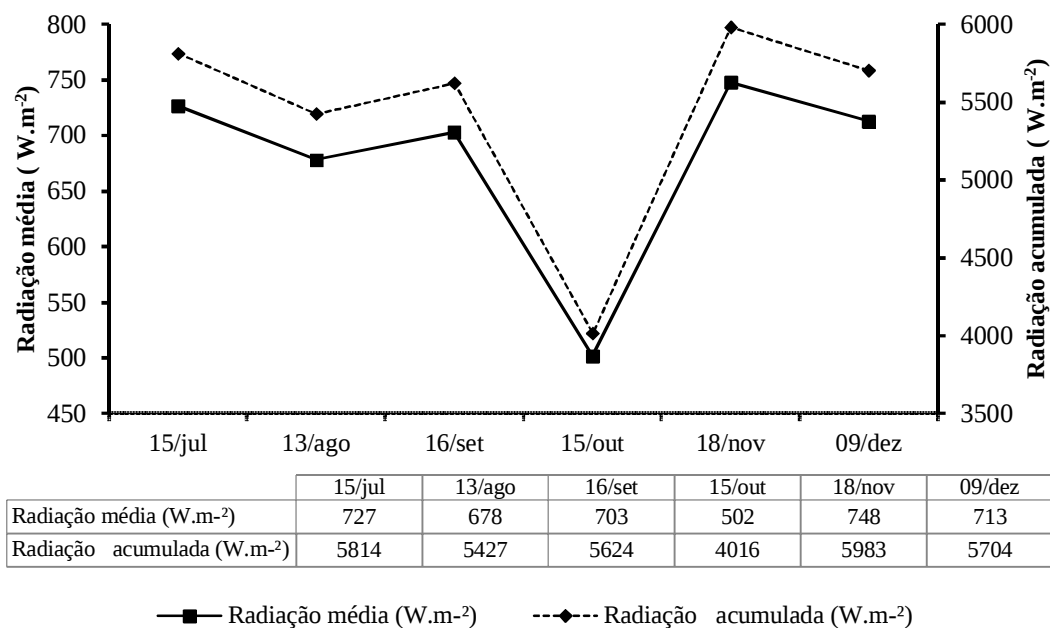


Figura 31. Valores médios e acumulados ao longo do dia, para a radiação solar diária, nos dias do experimento.

Gómez-Couso et al. (2009b) relataram que a área geográfica é considerada adequada para a desinfecção solar quando recebe 3 à 5 h da radiação solar global acima 500 W.m^{-2} . Além disso, sabe-se que a temperatura ambiente do ar pode melhorar o processo quando é maior do que 20°C e um forte efeito sinérgico entre os processos ópticos e térmicos à temperaturas acima de 45°C é descrito por diversos autores (Wegelin et al., 1994; Sichel et al., 2007; Ubomba Jaswa et al., 2009).

Neste experimento, todos os meses receberam no mínimo 3 horas de radiação ininterrupta acima de 500 W.m^{-2} . Cabe registrar que a maioria dos meses receberam 5 horas de radiação acima de 500 W.m^{-2} , exceto o mês de outubro, o único que recebeu 3 horas de radiação acima de 500 W.m^{-2} . Para todos os dias de coleta foi registrado temperatura do ar acima de 20°C .

Segundo Giannakis et al. (2015), para qualquer intensidade de radiação, a dose necessária para remover 4 unidades $\log = 99,99\%$ de *E.coli*, foi praticamente constante, $2934 \pm 181 \text{ Wh.m}^{-2}$ e $2977 \pm 176 \text{ Wh.m}^{-2}$, para os modelos ombro log-linear e Weibull, respectivamente. Enquanto que a inativação total necessitou de dose quase constante 3200 Wh.m^{-2} (intervalo: $3100\text{-}3700 \text{ Wh.m}^{-2}$). Cabe salientar que nesta pesquisa para todos os meses de experimento foram obtidos doses superiores às verificadas pelo autor.

No entanto outros fatores, além das variáveis climatológicas, influenciaram o método de desinfecção solar e são discutidos a seguir.

4.1.2 Variáveis físico-químicas

- Variação das características físico-químicas em relação ao horário de exposição

Os resultados da análise de estatística básica descritiva para as características físico-químicas das amostras de águas cinza em função da exposição solar, estão apresentados na Tabela 11 e nos gráficos de box plot (Figura 32).

Como se torna difícil a comparação do desvio padrão entre variáveis de diferentes grandezas, optou-se por calcular o coeficiente de variação, que é igual ao desvio padrão dividido pela média. Assim, é possível comparar a variação de conjuntos de observações que diferem na média ou são medidos em unidades de medição diferentes (França, 2009).

Tabela 11. Estatística descritiva das características físico-químicas em função do tempo de exposição solar

Características Físico-Químicas	Tempo de exposição solar	Média aritmética	Mediana	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Coefficiente de variação (%)
Temperatura da amostra (° C)	0 horas	29,20a	28,85	1,64	27,2	31,3	5,64
	2 horas	34,43b	34,75	3,29	29	38,1	9,55
	4 horas	37,60c	37,1	2,44	34,9	41,5	6,50
	6 horas	37,30c	36,85	2,88	32,9	41,6	7,84
	8 horas	35,00b	34,65	2,34	32,6	37,9	6,69
pH	0 horas	7,87a	7,75	0,31	7,66	8,48	3,92
	2 horas	7,88a	7,78	0,26	7,73	8,43	3,40
	4 horas	7,95a	7,88	0,19	7,81	8,35	2,47
	6 horas	8,04b	7,96	0,20	7,88	8,42	2,58
	8 horas	8,13c	8,06	0,19	8	8,5	2,35
O.D. (mg.L ⁻¹)	0 horas	2,06a	1,35	1,86	0,21	4,7	90,59
	2 horas	2,56a	2,64	1,50	0,93	4,47	58,73
	4 horas	2,83a	2,86	1,24	1,51	4,42	43,92
	6 horas	3,10a	3,46	1,32	1,4	4,79	42,75
	8 horas	3,31a	3,67	1,44	1,35	5,24	43,72
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	0 horas	1358a	1356	139,6	1176	1513	10,28
	2 horas	1400b	1386	152,1	1203	1574	10,86
	4 horas	1426c	1402	159,2	1236	1614	11,16
	6 horas	1464d	1440	172,6	1250	1671	11,79
	8 horas	1475d	1454	173,1	1250	1677	11,73
Turbidez (UNT)	0 horas	45,20a	47	14,30	26,3	67,8	31,65
	2 horas	41,71b	40,65	12,09	25,4	60,5	28,98
	4 horas	40,20b	38,5	14,79	22,9	63	36,80
	6 horas	39,85b	33,8	13,80	27,2	63	34,86
	8 horas	38,83b	34,5	15,37	22,5	64,6	39,59
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	0 horas	22,20a	18,5	8,32	15	34	37,57
	2 horas	17,70a	17	5,57	12	28	31,54
	4 horas	19,00a	19,5	5,90	11	27	31,04
	6 horas	19,83a	18	11,02	2	32	56,03
	8 horas	21,00a	16	10,56	11	38	5,30
Cor (mg.Pt-Co.L ⁻¹)	0 horas	576a	583	70,44	484	654	12,23
	2 horas	538a	524	92,77	454	650	17,24
	4 horas	574a	568	125,67	434	726	21,89
	6 horas	581a	578	93,04	480	690	16,00
	8 horas	588a	596	92,50	480	680	15,72

Obs: Médias seguidas de letras iguais nas linhas não diferem no teste de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

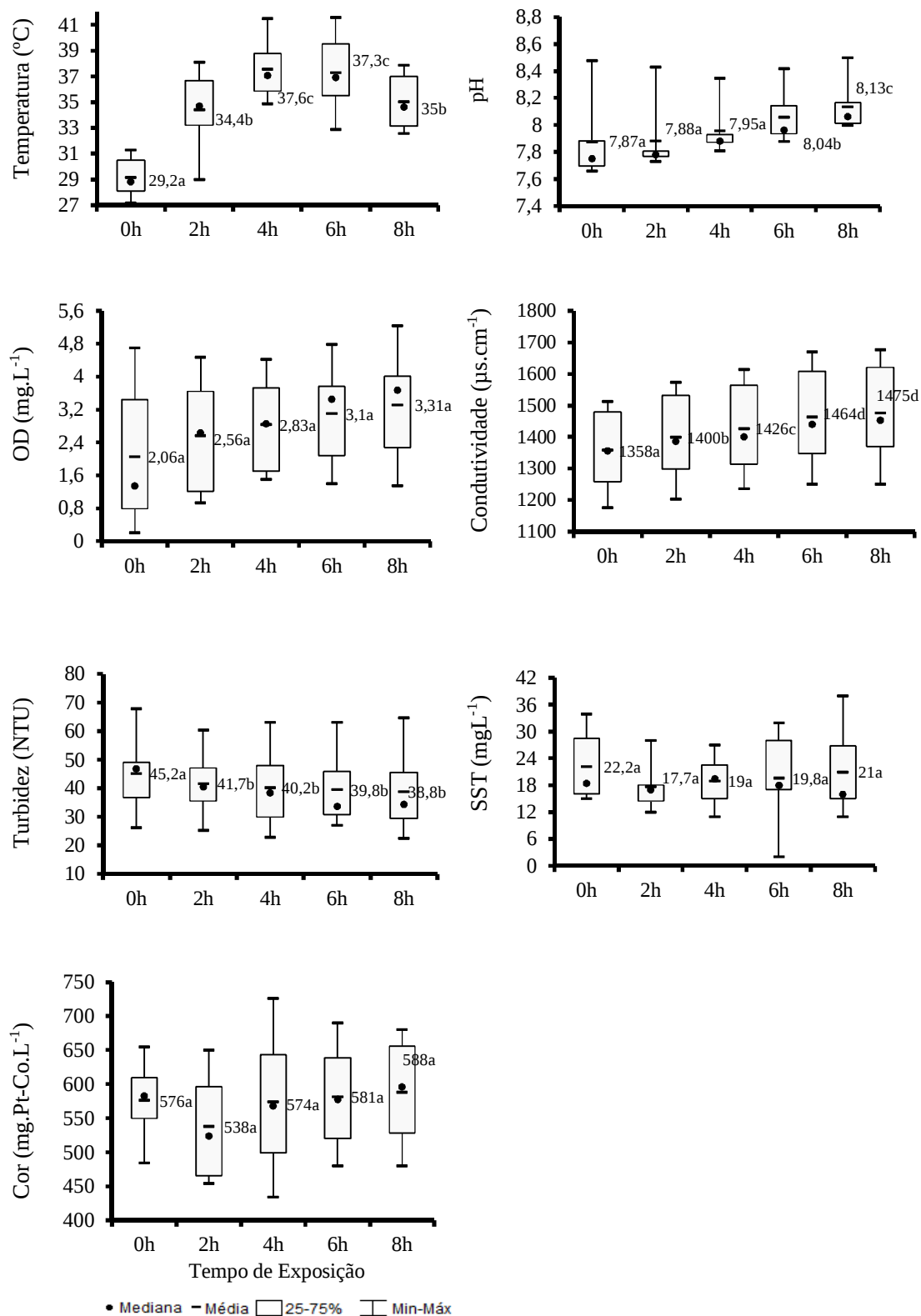


Figura 32. Estatística descritiva para os dados de temperatura, pH, OD, condutividade, turbidez, sólidos suspensos e cor em função do tempo de exposição solar.

Fonte: Dados da autora (2017)

Temperatura

Os valores de temperatura da amostra seguiram as oscilações naturais da temperatura do ar, conforme seus aspectos de sazonalidade. É importante destacar que a temperatura da água é normalmente superior à temperatura do ar em decorrência do calor específico. Foi verificado que a temperatura da amostra aumentou até às 4 horas de exposição solar (horário de meio-dia), em seguida reduzindo os valores até às 8 horas de exposição solar. A temperatura máxima das amostras, durante os testes, foi de 41,6°C (às 14 horas no mês de novembro de 2015).

Para Dejung et al. (2007) e Wilson (2010) a combinação da energia térmica e radiação ultravioleta resulta no aumento da inativação bacteriana, apenas quando a temperatura da água excede os 50 °C. Em base nessas premissas, águas com temperatura abaixo de 50 °C, o mecanismo de desinfecção dominante é por meio da radiação ultravioleta.

Segundo Sichel et al. (2007), para a temperatura desempenhar um papel efetivo na desinfecção solar, valores a partir de 45 °C são necessários para que ocorra a interação sinérgica entre a temperatura elevada e a radiação solar, elevando a eficiência de desinfecção e reduzindo-se o tempo de tratamento.

Vale salientar que em nenhuma das amostras foi obtida temperatura de 45 °C e que, portanto, nesses casos, a desinfecção foi consequência apenas da ação predominante da radiação ultravioleta.

Em se tratando do reator solar de concreto, utilizado nesta pesquisa, é mais difícil alcançar temperaturas elevadas, quando comparados aos sistemas de desinfecção que utilizam recipientes pets. Macêdo (2015) relatou que os recipientes pets possuem transparência seletiva, ou seja, transparente à radiação solar visível e opaco para os raios infravermelhos, portanto provoca “efeito estufa”, essencial para o “aprisionamento” do calor dentro dos recipientes. Outra vantagem que pode ser citada é que o calor retido nos recipientes não é dissipado por correntes de ar.

Queluz & Sánchez-Román (2014) avaliaram a eficiência da desinfecção solar de águas residuárias domésticas para reúso na agricultura em reatores solares de concreto, semelhantes ao deste estudo, no entanto os reatores possuíam diferentes colorações: preto, branco e concreto, objetivando elevar a temperatura do efluente ($\geq 45^{\circ}\text{C}$). Os autores concluíram que as diferenças de temperatura em função da coloração dos reatores foram muito pequenas. A diferença máxima foi de 3,5°C e a média entre as diferenças foi de 2,06 °C, não promovendo diferença significativa ($p \leq 0,05$), na eficiência do tratamento entre os

reatores, sendo a temperatura máxima registrada de 36,2 °C. Os experimentos foram realizados na cidade de Botucatu, SP, no início do outono, no período de 25 de março de 2013 à 25 de abril de 2014.

Para Sánchez-Román et al. (2007), os valores mínimo e máximo de temperatura obtidas durante o experimento com desinfecção solar de águas residuárias, em um reator de concreto, foram de, 23,5 °C e 36 °C, respectivamente, para a lâmina de efluente de 0,05m. Com o aumento da lâmina para 0,20m as temperaturas mínima e máxima obtidas, foram de, 18 °C e 26,5°C, respectivamente. O que corrobora com os resultados encontrados no presente estudo ao operar com sistema de tratamento de desinfecção com lâmina de 0,10 m.

Potencial Hidrogeniônico

Segundo Apella & Araújo (2005), muitos nutrientes entram nas células através da membrana plasmática por transporte passivo, o que só pode ser realizada se os nutrientes estão na sua forma não ionizada. O pH do meio produz ionização de alguns nutrientes, impedindo sua utilização. Outro efeito do pH do meio, é a acidificação ou alcalinização com consequente desnaturação de componentes vitais à célula.

Para Ahammed et al. (2015) o pH no intervalo estudado (6,0 à 9,5), mostrou pouca influência sobre as remoções bacterianas no processo de desinfecção solar. Enquanto, Torres (2011) relatou que o aumento no pH influencia na remoção bacteriana provocando a ionização dos constituintes da membrana plasmática, a qual em última instância inativa os sistemas enzimáticos que afetam as células bacterianas.

Os valores de pH apresentaram aumento, ao longo do processo de desinfecção solar, no entanto, esse acréscimo só passou a ser significativo a partir das 6 horas de exposição solar, que diferiu dos demais horários, assim como amostra com 8 horas de exposição solar.

A elevação do pH está relacionada, possivelmente, à presença de algas que, durante o processo de fotossíntese, consome o CO₂, deslocando o equilíbrio do íon bicarbonato HCO⁻ para OH⁻. A alteração do pH é sazonal diária pois, com a redução da intensidade de radiação solar e a predominância da respiração sobre a fotossíntese, há produção de CO₂ (Sperling, 2011).

De acordo com Brito & Silva (2012), em pH mais elevado, a fotocatalise do H₂O₂ é mais acelerada, produzindo radicais hidroxilas, que, como dito anteriormente, são altamente oxidantes, justificando assim o maior efeito de desinfecção solar em pH básico, sendo assim, o efeito do aumento do pH aliado ao aumento do OD influencia eficazmente na remoção bacteriana.

Oxigênio Dissolvido

Em relação aos dados desta pesquisa, observou-se um padrão de aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido ao longo das horas de exposição solar, no entanto esse aumento não foi considerado significativo à 5%. Tal aumento é atribuído a atividade fotossintetizantes das algas, com consequente, produção de oxigênio e consumo de CO₂, o que também desencadeou aumento do pH.

Segundo EAWAG (2002), a água de torneira, poços, rios e lagoas contendo valores de oxigênio acima de 3 (mg.L⁻¹) não há necessidade de aeração antes da aplicação da desinfecção solar. Segundo os resultados desta pesquisa, valores acima de 3 mg.L⁻¹ só foram observados a partir das 6 horas de exposição solar (às 14 horas).

A formação de espécies reativas de oxigênio, incluindo superóxido, peróxido de hidrogênio e, ou radical hidroxila, são esperadas em ambientes supersaturados de OD e submetidos à intensa radiação solar (Torres, 2011).

No que se refere à agitação dos recipientes pets, com intuito de aumentar os níveis de oxigênio dissolvido das amostras, os resultados são bem divergentes. Botto et al. (2009) compararam os níveis de decaimento bacteriano em amostras que sofreram agitação manual dos recipientes com os que não sofreram agitação, e, embora tenha ocorrido oxigenação considerável nos recipientes agitados, esse aumento do OD não teve efeito significativo sobre a inativação dos coliformes termotolerantes ($p > 0,05$).

O mesmo resultado foi obtido por Ahammed et al. (2015) que verificaram que o aumento do OD acima de um certo nível (5 à 6 mg.L⁻¹) não causou nenhum efeito benéfico na inativação bacteriana.

Já para Félix (2010), a concentração de oxigênio na água influenciou, significativamente, o processo de desinfecção e permitiu reduzir o tempo de exposição solar de 5 horas para 4 horas na desinfecção total da água, sob temperatura média de 50 °C e intensidade solar média acima de 800 Wm⁻². Além de que os recipientes pet que sofreram agitação manual apresentaram desinfecção total (100%) e não foi registrado recrescimento bacteriano após 48hs de confinamento.

Condutividade elétrica

Observou-se um aumento na condutividade elétrica ao longo do dia, com os valores diferindo entre si, exceto, para os tempos de 6 horas e 8 horas de exposição solar que foram estatisticamente semelhantes à 5%.

A condutividade elétrica está relacionada com a concentração iônica da solução. Os íons mais comumente associados à alteração da condutividade elétrica na água são o cálcio, o magnésio e o sódio, que também compõem os sólidos dissolvidos da água; estes, junto aos sólidos suspensos, compõem os sólidos totais (Sperling, 2011).

Percebeu-se que com aumento da temperatura, ao longo do dia, e consequentemente aumento da evaporação da água, ocasionou a concentração de sais, e, por conseguinte aumento da condutividade.

Turbidez

Os resultados apresentados nesta pesquisa indicaram valores de turbidez menor que 30 UNT apenas para o mês de agosto, possivelmente devido a limpeza do filtro orgânico que ocorreu no final do mês de julho, após 1 ano de uso. Nos meses restantes a turbidez média das amostras ultrapassaram este valor, o que provavelmente pode ter ocasionado a redução da eficiência da desinfecção solar.

Verifica-se que a turbidez apresenta diminuição em seus valores à medida que se elevam os tempos de exposição à radiação solar. Essa tendência pode ser explicada da seguinte forma: às 8 horas foi feita a coleta (amostra sem exposição solar) e em seguida a água cinza foi exposta no reator, portanto nos próximos horários, a amostra ficava em repouso, e as partículas suspensas sedimentavam, levando uma ligeira melhora da turbidez. No entanto essa diminuição nos valores de turbidez só foi estatisticamente significativa, à 5 %, nas duas primeiras horas. A partir das 10 horas da manhã à redução nos valores de turbidez não foram considerados estatisticamente diferentes.

Os dados são consistentes com as observações de Pansonato (2010) que observou redução da turbidez em função da decantação das partículas, o que consequentemente também levou a uma ligeira remoção de *E.coli*. Segundo a autora, a decantação aumentou a taxa de decaimento bacteriano e parece assumir papel na desinfecção, pois além de ser um mecanismo físico de remoção de microrganismos, reduz a turbidez, possibilitando a penetração dos raios solares na lâmina d'água.

A turbidez assim como a altura da lâmina de água adotada, são fatores determinantes no grau de penetração da radiação solar e, consequentemente, na capacidade de proteção dos microrganismos dos efeitos letais da radiação (Torrico & Fuentes, 2005).

Um aumento na profundidade da água reduz a quantidade de radiação apta a atravessar a coluna total de água, devido à dispersão da radiação. Segundo SODIS (2003d), para uma profundidade de 0,10m, a radiação UV-A é reduzida em 75%. Para águas com

turbidez de 26 UNT, à essa mesma profundidade, a redução da radiação UV-A é de 50%. Portanto a profundidade da lâmina d'água adotada no recipiente interfere de forma significativa no tempo necessário à completa inativação dos microrganismos patogênicos. Para o sistema de desinfecção desta pesquisa, adotou-se a lâmina de 0,10m de profundidade.

Segundo McGuigan et al. (2012), a taxa de decaimento bacteriano por radiação solar é proporcional à intensidade de radiação e à temperatura, e inversamente proporcional à profundidade da água, devido à dispersão da luz.

De acordo com SODIS (2003d), a água para ser submetida ao sistema de desinfecção solar deve apresentar índice de turbidez menor que 30 UNT, afim de evitar o elevado número de partículas suspensas na água, o que leva a redução da penetração de radiação solar, impedindo que a radiação atinja os microrganismos, além de proteger os microrganismos presentes na água.

Apesar do efeito negativo da turbidez, Brandão et al. (2000) e Kehoe et al. (2001), obtiveram inativação completa de coliformes mesmo em águas com elevada turbidez. No estudo de Brandão, a água (turbidez ~110 UNT) atingiu a temperatura de 50 °C e manteve esta temperatura por até 3 horas seguidas. Para Kehoe et al. (2001) o tempo de 8,5 horas de exposição solar, radiação média de 956 W.m⁻² e 8126 W.m⁻² de radiação acumulada, foi suficiente para a total destruição de *E.Coli*, em águas com turbidez de 300 UNT.

Oates et al. (2003), utilizaram a desinfecção solar em águas para consumo humano, no Haiti, chegaram a conclusão que mesmo em águas de baixa turbidez (1,3 UNT), apenas 66% das amostras expostas a condições favoráveis de radiação (5 horas de pico médio de 718 W.m⁻²) e temperatura da água (2 horas acima de 45°C) chegaram à completa inativação de *E.coli*. Porém, quando a exposição ao sol era de dois dias, a eliminação sempre alcançava 100%. A única situação onde ocorria inativação de todas as amostras em apenas 1 dia, era quando a temperatura da água atingia valores superiores a 45°C durante 5 horas seguidas.

Pansonato (2010) afirmou que é possível a inativação de *E.coli* em amostras com turbidez acima de 30 UNT, desde que haja aumento suficiente na quantidade de radiação solar recebida. Através de uma equação de regressão linear, a autora provou que com 5100 W.m⁻² de radiação solar recebida (o que equivale a uma dose de 850 Wh.m⁻² por um período de 6 horas) é possível alcançar 3 logs de inativação de *E.coli* em amostras com turbidez até 100 UNT. E quanto maior a quantidade de radiação solar recebida, maior o limite da turbidez para alcançar a mesma eficiência.

Pode-se concluir que a inativação bacteriológica de águas com elevada turbidez pode ser alcançada, quando se tem temperaturas altas e maior tempo de exposição solar em locais com alta incidência de radiação.

Sólidos suspensos totais

Os valores dos sólidos suspensos totais tiveram comportamento semelhante à turbidez, haja vista que a turbidez é proveniente, também, de partículas em suspensão (Sperling, 2011).

Segundo recomendações da USEPA (1999b), a concentração de sólidos suspensos totais não deve exceder a 30 mgL^{-1} para que a radiação emitida atinja o microrganismo, estando os valores médios obtidos na pesquisa abaixo do intervalo recomendado.

Verificou-se diminuição dos sólidos suspensos totais ao longo do dia, devido ao processo de decantação, no entanto as diferenças para os valores de SST em função das horas de exposição solar, não foram consideradas estatisticamente diferentes à 5 % de significância.

Cor

A cor aparente é uma característica física, formada pela interação entre turbidez e cor verdadeira, atributo resultante da dissolução de substâncias húmicas originadas da decomposição da matéria orgânica presente na água. O constituinte responsável pela cor são os sólidos dissolvidos (Sperling, 2011).

Os resultados médios para a cor nesta pesquisa, estiveram acima de $500 \text{ mg.Pt-Co.L}^{-1}$, valores acima dos recomendados por Wilson (2010), que devem ser inferiores à $200 \text{ mg.Pt-Co.L}^{-1}$. Não se observou alteração significativa à 5% de significância dos valores de cor, em função do tempo de exposição solar.

Os valores elevados da cor podem ser atribuídos à baixa remoção desta característica através do sistema de tratamento de águas cinza. Lo Monaco et al. (2009) ao estudarem o desempenho de filtros orgânicos de fibra de coco, verificaram que os filtros foram eficientes para SST (remoção de 75%), no entanto para sólidos dissolvidos totais - SDT, os autores indicaram que o material filtrante contribuiu com o aumento de SDT no efluente do filtro e que esse acréscimo acredita-se, pelo menos em parte, que se deve aos elementos químicos Na^+ e K^+ que, também, sofreram aumento no efluente do filtro, fato que também foi observado nesta pesquisa (dados podem ser observados no Apêndice 2).

O acréscimo aos níveis de SDT, também, pode ser atribuído à constituição do material filtrante já que se trata de material não inerte, orgânico e biodegradável, e como tal, pode ter acrescentado cor ao efluente final, por desprendimento do material orgânico.

Segundo Sperling (2011), a cor da água, pode ser provocada por compostos orgânicos de origem vegetal (ácidos húmicos e fúlvicos) que, pela atividade dos microrganismos, se decompõem.

Os resultados apresentados nesta pesquisa indicaram valores médios de cor nas águas cinza bruta de 1874 mg.Pt-Co.L⁻¹, e no efluente do sistema de tratamento de águas cinza, constituído por tanque séptico e filtro orgânico (fibra de côco e palha de carnaúba) de 542 mg.Pt-Co.L⁻¹, indicando remoção média de 71%. Apesar da remoção acima de 70%, os valores de cor, ainda, foram bem acima do recomendado para desinfecção solar, o que influenciou nos níveis de remoção populacional de coliformes totais e *E.coli*. (dados podem ser observados no Apêndice 2).

Tanto a cor aparente, como a turbidez, estão intrinsecamente relacionados com a probabilidade de presença de microrganismos nas amostras de águas cinza. Tanto as partículas dissolvidas como as partículas em suspensão podem constituir-se em um meio de fixação dos microrganismos, exercendo efeito escudo que os protegerá da ação da radiação ultravioleta (Da Silva Siqueira, 2015).

Wilson (2010) estudou o impacto das características da água na inativação de *E. coli* sob exposição à radiação solar direta. Para isso, o autor empregou águas sintéticas com características variadas de cor, matéria orgânica e turbidez. De acordo com o autor, as características variadas de cor e o teor de matéria orgânica dissolvida da água exerceram forte impacto na desinfecção solar, mais do que a presença de partículas inorgânicas. Isto implica que, mesmo se a água tem nível de turbidez muito abaixo do nível recomendado pelo SODIS (< 30 UNT), mas se a água contém uma elevada concentração de matéria orgânica natural (> 16 mg.L⁻¹ como ácidos orgânicos, cor > 200 (mg.Pt-Co.L⁻¹) a desinfecção completa não pôde ser atingida após 6 horas de exposição à luz solar.

Resultado semelhante apresentou Brandão et al. (2000) ao observarem que as amostras com turbidez houve uma inativação de *E. coli* em tempo inferior às que apresentavam presença de cor. Sugerindo, assim, que a presença de cor verdadeira na água tende a interferir de forma mais significativa que a turbidez no processo de desinfecção por radiação solar.

- Variação das características físico-químicas em relação aos meses em estudo

Os resultados das análises da estatística básica das características físico-químicas das amostras de águas cinza expostas à radiação solar em função dos meses em estudo, estão apresentados na Tabela 12 e nos gráficos box plot (Figura 33).

Tabela 12. Estatística descritiva para as características físico-químicas em função dos meses em estudo

Características Físico-Químicas	Mês	Média aritmética	Mediana	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Coefficiente de variação (%)
Temperatura da amostra (°C)	Julho	33,4a	33,5	3,25	28,1	36,4	9,76
	Agosto	32,9a	33,1	3,54	27,2	36,4	10,76
	Setembro	36,1b	36,9	3,14	30,8	39,1	8,73
	Outubro	31,62a	32,9	2,92	28,1	34,9	9,24
	Novembro	37,74b	38,1	4,88	29,6	41,6	12,54
	Dezembro	36,52b	37,3	3,29	31,3	40,2	9
pH	Julho	7,90a	7,89	0,12	7,73	8,06	1,64
	Agosto	8,43b	8,43	0,05	8,35	8,5	0,69
	Setembro	7,83a	7,81	0,12	7,66	8	1,58
	Outubro	7,85a	7,87	0,12	7,69	8	1,57
	Novembro	7,90a	7,88	0,12	7,77	8,07	1,60
	Dezembro	8,00c	7,94	0,17	7,73	8,2	2,24
O.D (mgL ⁻¹)	Julho	1,12a	1,35	0,57	0,21	1,62	51,09
	Agosto	4,60b	4,47	0,44	4,07	5,24	9,57
	Setembro	1,65a	1,59	0,20	1,4	1,89	12,64
	Outubro	3,20c	3,8	1,40	0,68	3,9	44,04
	Novembro	3,83c	3,51	0,54	3,45	4,7	14,15
	Dezembro	2,00a	2,22	1,14	1	3,45	51,82
Condutividade (µScm ⁻¹)	Julho	1423a	1416	31,80	1381	1458	2,23
	Agosto	1609b	1614	69,27	1512	1677	4,30
	Setembro	1607b	1614	65,96	1513	1675	4,10
	Outubro	1393c	1388	48,12	1332	1451	3,45
	Novembro	1292d	1290	41,55	1234	1342	3,21
	Dezembro	1221e	1236	30,72	1176	1250	2,51
Turbidez (UNT)	Julho	64,0a	63	2,68	60,5	67,8	4,20
	Agosto	24,9b	25,4	2,07	22,5	27,2	8,35
	Setembro	49,00c	48,7	0,91	48,1	50,5	1,85
	Outubro	34,60d	33,8	2,92	31,3	38,7	8,48
	Novembro	33,40d	30,6	7,47	27,8	45,9	22,39
	Dezembro	41,40e	40,7	5,06	36,3	49,3	12,24
Sólidos Suspensos Totais (mgL ⁻¹)	Julho	31,20a	31	4,32	27	38	13,86
	Agosto	15,90b	15	3,42	12	21	21,64
	Setembro	23,20c	23	7,25	16	31	31,29
	Outubro	14,90b	15	2,86	11	19	19,34
	Novembro	13,60b	16	7,43	2	21	54,67
	Dezembro	21,00c	18	7,28	17	34	34,66
Cor (455nm)	Setembro	507,2a	520	37,43	454	544	7,38
	Outubro	680b	680	30,78	650	726	4,52
	Novembro	612c	616	26,88	578	648	4,39
	Dezembro	477a	470	57,73	428	572	12,10

Obs: Médias seguidas de letras iguais nas linhas não diferem no teste de Scott-Knott ao nível de 5% de significância. **Fonte:** Dados da autora (2017)

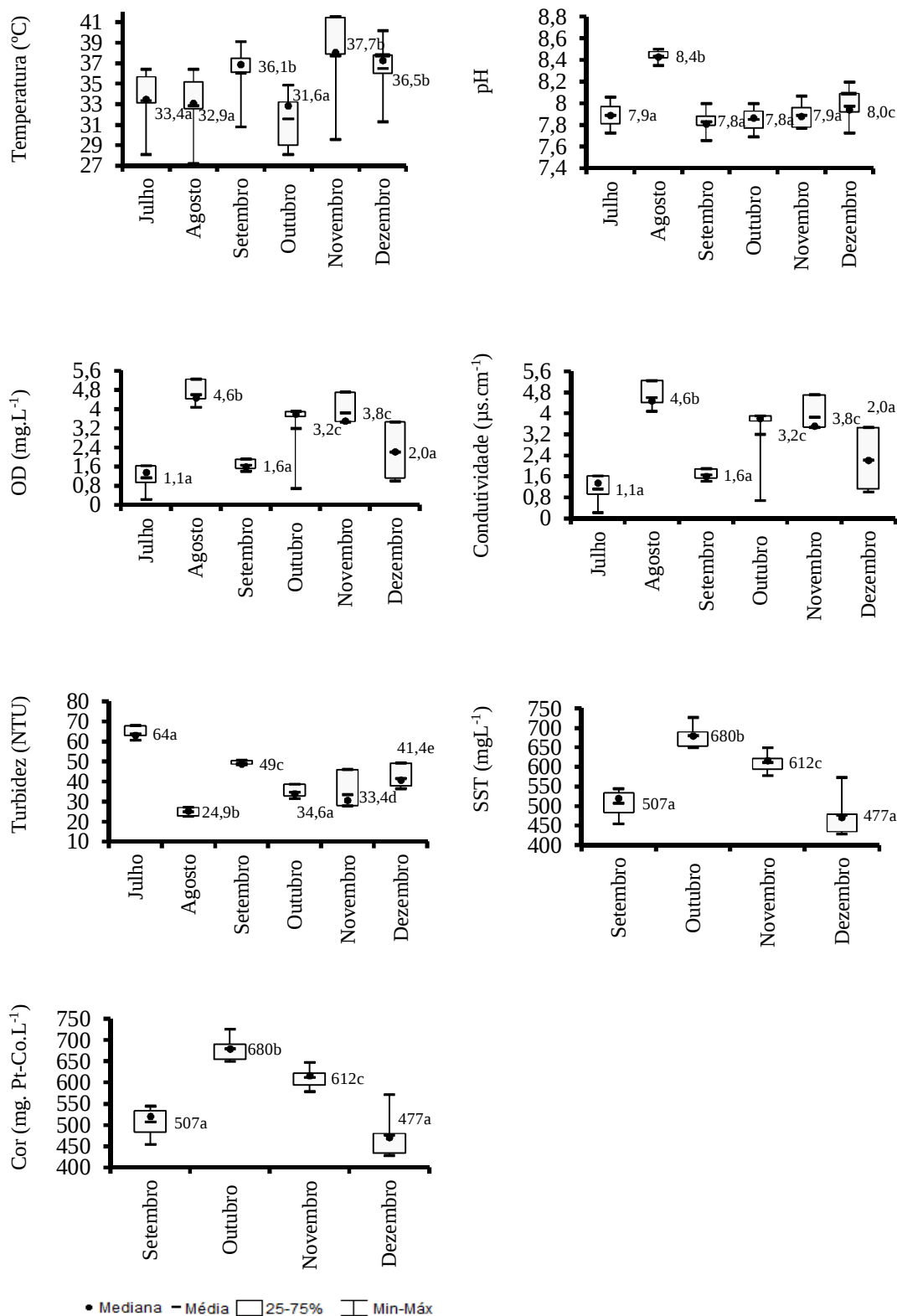


Figura 33. Estatística descritiva para os dados de temperatura, pH, OD, condutividade elétrica, turbidez, sólidos suspensos e cor em função dos meses em estudo.

Fonte: Dados da autora (2017)

Temperatura

Foram constatadas as menores temperaturas das amostras para os meses de julho, agosto e outubro que segundo a análise de variância foram consideradas estatisticamente iguais à 5%. As temperaturas dos meses de setembro, novembro e dezembro foram consideradas mais elevadas e estatisticamente iguais, segundo ANOVA à 5%. O mês de novembro além de registrar os valores médios de temperatura mais elevados, também registrou o valor máximo de temperatura durante o experimento (41,6 °C às 14 horas).

Potencial Hidrogeniônico

O valor médio do pH dos meses em estudo variou de 7,83 à 8,43, mantendo valores próximos da neutralidade ou levemente alcalino. O pH no mês de agosto foi o maior registrado, seguido do mês de dezembro. Os demais meses apresentaram valores estatisticamente iguais segundo ANOVA à 5%.

A variação nos valores de pH em função dos meses pode estar relacionada às oscilações nas características das águas cinza. Eriksson et al. (2002) relataram que o uso de produtos químicos, oriundos principalmente das lavanderias pode causar aumento do pH. Dentre os produtos químicos incluem-se sabões e detergentes, e produtos de higiene pessoal (Ghaitidak & Yadava, 2013).

Segundo Eriksson et al. (2009) as atividades e produtos químicos domésticos envolvidos em atividades de produção de águas cinza variam ao longo do dia. Por exemplo, tomar banho e barbear pode ocorrer de manhã, lavar as mãos durante o dia e remoção de maquiagem e tomar cuidado bucal à noite, e a qualidade da água deve, portanto, variar de acordo com a água produzida.

Oxigênio Dissolvido

As concentrações de OD para os meses de julho, setembro e dezembro assemelharam-se segundo ANOVA à 5%, com detalhe para o mês de agosto que manteve a maior média de OD, 4,59 mg.L⁻¹. Os meses de outubro e novembro registraram concentrações de OD um pouco menor, respectivamente de 3,188 e 3,83 mg.L⁻¹ e assemelharam-se, conforme, a análise de variância à 5%.

Condutividade elétrica

A condutividade elétrica variou da seguinte forma; os menores valores médios foram observados para o mês de dezembro com 1221 $\mu\text{s.cm}^{-1}$, seguido de novembro (1292,40

$\mu\text{s.cm}^{-1}$), outubro (1393,20 $\mu\text{s.cm}^{-1}$) e julho (1422,80 $\mu\text{s.cm}^{-1}$). Sendo que agosto e setembro apresentaram médias semelhantes, segundo a análise de variância à 5%, com os valores de 1609 $\mu\text{s.cm}^{-1}$ e 1607,20 $\mu\text{s.cm}^{-1}$, respectivamente.

Turbidez

Os valores de turbidez mostraram-se muito variáveis, ao longo dos meses de coleta, exceto os meses de outubro e novembro que tiveram valores de turbidez considerados estatisticamente semelhantes ($p < 0,05$). No mês de julho observou-se o maior valor para turbidez (63,78 mg.L^{-1}).

Os meses seguintes registraram redução dos valores de turbidez já que a limpeza dos filtros ocorreu no final de julho. Ainda, assim, ocorreram variações nos valores de turbidez em função dos meses. Essa variação pode ser atribuída às oscilações nas características das águas cinza, sendo estas influenciadas possivelmente por despejo de substâncias diferentes na rede.

Gonçalves et al. (2006) afirmaram que as águas cinza de maneira geral apresentam turbidez e concentração de sólidos em suspensão bastante elevadas. Os resíduos de alimentos e de vestuário (fibras) além de cabelos são alguns exemplos de material sólido nas águas cinza (Ghaitidak & Yadava, 2013).

Em relação aos valores de turbidez recomendado por SODIS (2002) e SODIS (2003e), apenas o mês de agosto registrou valores abaixo de 30 UNT.

Sólidos suspensos totais

Os valores dos SST variaram conforme os valores de turbidez, e para todos os meses os valores médios estiveram abaixo do limite recomendado pela USEPA de 30 mg.L^{-1} .

Cor

Os dados de cor seguem quatro amostras já que estas análises só foram iniciadas a partir do mês de setembro. Observou-se o menor valor de cor no mês de dezembro, assim, como setembro que mantiveram valores estatisticamente iguais à 5%. O mês de outubro registrou o maior valor 680 mg.Pt-Co.L^{-1} . As variações nos valores de cor devem ser atribuídas às atividades domésticas realizadas no dia da coleta, se houve uma maior contribuição de águas oriundas da lavanderia, pia da cozinha ou águas de banho, os valores de cor podem oscilar.

4.1.3 Variáveis microbiológicas

- Variação das características microbiológicas em relação aos horários de exposição solar

Para a análise estatística básica descritiva dos dados de coliformes totais e *E.coli* foram obtidos valores de tendência central e valores de dispersão. A Tabela 13 apresenta os valores das médias aritméticas, geométricas e medianas dos números mais prováveis de coliformes totais e *E.coli* das amostras de água cinza antes da exposição (tempo zero), e das amostras expostas ao sol após 2h, 4h, 6h e 8h, assim como os valores das porcentagens de redução e unidades logarítmicas removidas.

Tabela 13. Resultados da estatística descritiva para os coliformes totais e *E.coli* através da desinfecção solar em função do tempo de exposição solar

Coliformes totais (NMP100ml ⁻¹)					
	0 horas	2 horas	4 horas	6 horas	8horas
Média Aritmética	3,53E+06	1,03E+06	7,34E+05	3,53E+05	2,83E+05
Média Geométrica	1,38E+06	6,45E+05	3,75E+05	1,19E+05	1,14E+05
Mediana	1,26E+06	4,71E+05	3,71E+05	1,04E+05	9,59E+04
Desvio Padrão	5,97E+06	1,07E+06	7,77E+05	5,60E+05	4,19E+05
Mínimo	4,10E+05	1,76E+05	4,10E+04	1,18E+04	2,16E+04
Máximo	1,56E+07	2,75E+06	1,73E+06	1,46E+06	1,10E+06
Coef. De Variação	169,27	103,42	105,87	158,58	147,88
Log ₁₀ CT*	6,14a	5,809b	5,574b	5,118c	5,056c
Eficiência de remoção (%)					
	0 horas	2 horas	4 horas	6 horas	8horas
Relativa		53,31	41,79	68,20	4,57
Total					91,75
Unidade log removidas					
	0 horas	2 horas	4 horas	6 horas	8horas
Relativa		0,33	0,23	0,50	0,02
Total					1,08

(continuação)

(continuação)

<i>E.coli</i> (NMP100mL ⁻¹)					
	0 horas	2 horas	4 horas	6 horas	8 horas
Média Aritmética	5,88E+05	1,14E+05	3,48E+04	2,34E+04	6,99E+03
Média Geométrica	1,62E+05	4,47E+04	1,73E+04	6,89E+03	2,16E+03
Mediana	1,00E+05	4,00E+04	1,53E+04	6,55E+03	9,20E+02
Desvio Padrão	1,18E+06	2,00E+05	4,39E+04	3,67E+04	1,12E+04
Mínimo	3,00E+04	1,00E+04	2,00E+03	5,10E+02	5,10E+02
Máximo	3,00E+06	5,20E+05	1,19E+05	9,50E+04	2,84E+04
Coef. De Variação	201,02	176,03	126,35	157,76	159,78
Log₁₀ <i>E.coli</i> *	5,209a	4,650b	4,230c	3,880c	3,330d
Eficiência de remoção (%)					
	0 horas	2 horas	4 horas	6 horas	8 horas
Relativa		72,40	61,25	60,23	68,65
Total					98,67
Unidade log removidas					
Relativa		0,56	0,41	0,40	0,50
Total					1,87

*Os dados normalizados (log do nível populacional) foram submetidos ao teste de Scott Knott à 5%. Médias seguidas de letras iguais nas colunas não diferem no teste de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Fonte: Dados da autora (2017)

Analizando os dados apresentados na Tabela 13, fica evidente que ocorreu ampla variação no nível populacional de coliformes totais e *E.coli* em relação ao tempo de exposição solar. Percebeu-se que os valores dos desvios padrões foram superiores aos valores das médias aritméticas, o que confirma a dispersão dos dados.

Existe considerável diferença entre os valores das médias aritméticas em relação às médias geométricas e medianas, as quais apresentaram valores mais próximos, este fato evidencia a falta de normalidade dos dados.

Na tentativa de normalização dos dados, para posterior aplicação da análise de variância (ANOVA), foi efetuada a transformação logarítmica para todos os resultados de coliformes totais e *E.coli*. Os dados transformados (log do nível populacional) apresentaram comportamento tendendo para a distribuição normal (mais ajustados às linhas de tendência), e posteriormente foram submetidos à ANOVA.

Ainda, em relação à apresentação dos resultados, no intuito de evitar a superavaliação da remoção dos coliformes totais e *E.coli*, por porcentagens tais como, 90 e 99%, neste trabalho, também, foi determinado a remoção através de unidades logarítmicas.

Após a exposição solar da água cinza por um período de 8 horas, observou-se uma melhora na qualidade microbiológica da mesma, na qual foi obtida uma redução de 91,75%

no nível populacional de coliformes totais, o equivalente a remoção de 1,08 unidades logarítmicas.

Ressalta-se que a diferença no nível populacional de coliformes totais nas amostras sem exposição, e expostas ao sol, foram significativas ($p < 0,05$) a partir de 2h de exposição. Já para as amostras com 2 e 4 horas de exposição solar, o nível populacional de coliformes totais mostrou-se semelhante ($p < 0,05$). As amostras com 6 e 8 horas de exposição apresentaram médias para coliformes totais muito próximas, não havendo diferença significativa entre as mesmas ($p < 0,05$). Podendo-se concluir que não haveria necessidade da exposição por 8 horas, mas apenas 6 horas, se o objetivo fosse a remoção de coliformes totais, já que a qualidade da água cinza das 14 horas (6 horas de exposição) é semelhante à das 16 horas (8 horas de exposição), conforme ANOVA à 5%. No entanto esse acréscimo na remoção de 0,02 unidades logarítmicas pode ser importante nessa faixa na qual a remoção de coliformes totais vai se tornando cada vez mais difícil.

Após a exposição solar da água cinza por um período de 8 horas, observou-se uma remoção de 98,67% no nível populacional de *E.coli*, o equivalente a remoção de 1,87 unidades logarítmicas.

Destaca-se que a diferença no nível populacional de *E.coli* nas amostras sem exposição, e expostas ao sol, foram significativas ($p < 0,05$) a partir de 2h de exposição. Já para as amostras com 4 e 6 horas de exposição solar (horário das 12 e 14 horas), o nível populacional de *E.coli* mostrou-se semelhante ($p < 0,05$). O acréscimo na remoção é atribuído à exposição solar por até 8 horas, pois verificou-se diferença considerada estatisticamente significativa ($p < 0,05$) ao comparar a amostra com 6 horas de exposição à amostra com 8 horas de exposição solar.

Durante as 8 horas de exposição solar, as amostras receberam radiação acumulada média de 5427,82 W.m⁻², máxima de 5703,55 W.m⁻² e mínima de 4016,00 W.m⁻².

Com relação à possibilidade de reúso agrícola dessas águas após desinfecção solar pode-se concluir que segundo as recomendações da WHO (2006a), são utilizados dois tipos de organismos indicadores: o nível populacional de *E.coli* e o número de ovos de helmintos. Os ovos de helmintos não foram encontrados nas amostras de águas cinza antes da desinfecção solar, assim como não foram observados após tratamento solar. O nível populacional médio de *E.coli* após 8 horas de exposição solar foi de 2,16E+03 tornando possível apenas o reúso restrito.

- Variação das características microbiológicas em função dos meses de coleta

A Tabela 14 apresenta o nível populacional dos coliformes totais e *E.coli* (NMP100 mL⁻¹) em função do tempo de exposição solar para os meses de coleta.

Tabela 14. Resultados da estatística descritiva dos coliformes totais e *E.coli* para os meses de coleta em função do tempo de exposição solar

Coliformes Totais (NMP100mL ⁻¹)						
	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
0h	1,56E+07	2,00E+06	5,00E+05	5,10E+05	4,10E+05	2,13E+06
2h	2,75E+06	1,76E+05	4,92E+05	4,50E+05	3,41E+05	1,97E+06
4h	1,71E+06	4,10E+04	4,61E+05	2,81E+05	1,78E+05	1,73E+06
6h	1,46E+06	1,18E+04	3,94E+05	1,35E+05	4,35E+04	1,29E+05
8h	1,10E+06	3,00E+04	3,55E+05	1,19E+05	2,16E+04	7,27E+04
Média Geométrica	2,60E+06	8,74E+04	4,37E+05	2,53E+05	1,19E+05	5,85E+05
Coef de Variação	137,53	192,12	14,40	59,58	87,40	84,49
Log ₁₀ CT*	6,414a	4,941b	5,640c	5,403b	5,073b	5,766c
Eficiência de remoção (%)						
	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Relativa	92,95	98,50	29,00	76,67	94,73	96,59
Unidade log removidas						
	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Relativa	1,15	1,82	0,15	0,63	1,28	1,47
<i>E.coli</i> (NMP100mL ⁻¹)						
	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
0h	3,00E+06	3,00E+04	1,00E+05	1,00E+05	2,00E+05	1,00E+05
2h	5,20E+05	2,00E+04	5,00E+04	3,00E+04	5,10E+04	1,00E+04
4h	1,19E+05	1,30E+04	4,65E+04	1,75E+04	1,07E+04	2,00E+03
6h	9,50E+04	9,00E+03	2,98E+04	4,10E+03	2,00E+03	1,00E+03
8h	2,84E+04	8,00E+02	1,04E+04	8,40E+02	1,00E+03	5,10E+02
Média Geométrica	2,19E+05	8,91E+03	3,73E+04	1,13E+04	1,17E+04	4,00E+03
Coef de Variação	168,93	76,07	70,48	132,99	160,02	191,09
Log ₁₀ <i>E.coli</i> *	5,33a	3,710b	4,571c	4,051b	4,067b	3,601b
Eficiência de remoção (%)						
	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Relativa	99,05	97,33	89,60	99,16	99,50	99,49
Unidade log removidas						
	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro
Relativa	2,02	1,57	0,98	2,08	2,30	2,29

*Os dados normalizados (log do nível populacional) foram submetidos ao teste de Scott Knott à 5%. Médias seguidas de letras iguais nas colunas não diferem no teste de Scott-Knott ao nível de 5% de significância.

Fonte: Dados da autora (2017)

Por meio da Tabela 14 é possível identificar os meses que foram mais eficientes na remoção destas características e quais os níveis populacionais bacterianos no efluente final, permitindo identificar a possibilidade de reúso.

O nível de proteção recomendado pela WHO para o uso irrestrito de águas cinza na agricultura é a redução de 4 a 5 unidades logarítmicas de *E.coli* (WHO, 2006c). Segundo a WHO, esta remoção pode ser obtida com o tratamento de águas cinza (com remoção de 2 unidades log), e através de uma combinação de medidas de proteção à saúde, ampliando essa remoção (WHO, 2006b).

As medidas pós-tratamento de águas cinza, incluem: 1) irrigação por gotejamento com remoção de 2 a 4 unidades logarítmicas para as culturas que se desenvolvem próximo e distante do nível do solo, respectivamente; 2) lavagem das culturas em água limpa com remoção de 1 unidade logarítmica; 3) lavagem com desinfetante e posterior enxágue com água limpa, remoção de 2 unidades logarítmicas. No caso dos ovos de helmintos, dado as suas propriedades de adesão à superfícies e materiais, tais como a superfície de culturas, tem-se recomendado a lavagem com detergente líquido e posterior enxágue com água de abastecimento público, dessa forma a solução de detergente libera os ovos para a fase aquosa (WHO, 2006c).

A Figura 34 foi elaborada de forma a relacionar o efeito do tempo de exposição solar, aos padrões de qualidade sugeridos pela WHO (WHO, 2006a) para os diferentes tipos de reúso na agricultura.

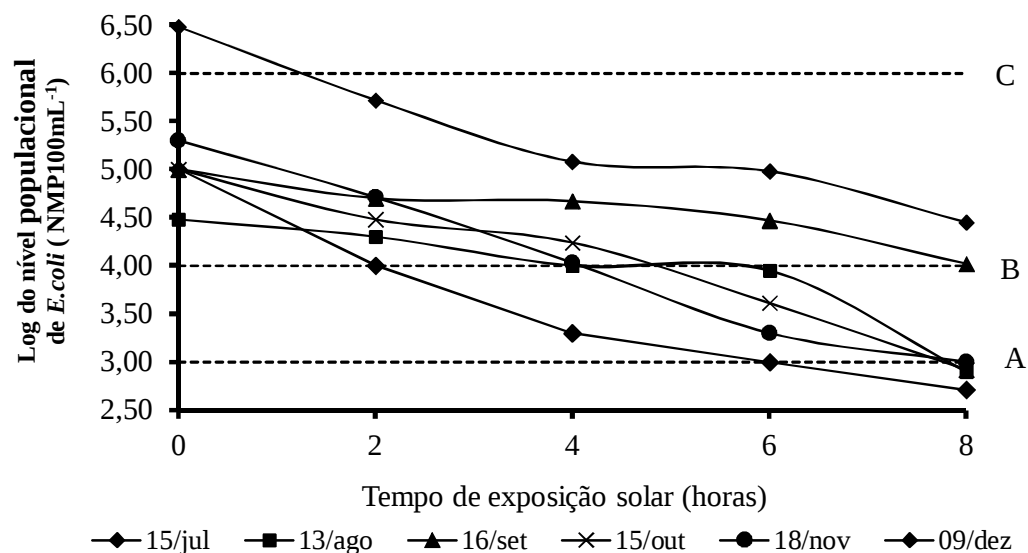


Figura 34. Densidades populacionais de *E. coli* para cada dia de coleta, em função do tempo de exposição solar.

Nota: A: Log (10^3), limite máximo da concentração de *E. coli* no efluente para reúso irrestrito na agricultura irrigada. B: Log (10^4), limite máximo para reúso restrito de culturas que não são consumidas cruas ou culturas que podem ser consumidas cruas, desde que as partes colhidas não fiquem em contato com solo. C: Log (10^6), limite máximo para fins de reúso restrito com exposição controlada por meio da irrigação localizada ou outro método de controle da exposição.

Fonte: Dados da autora (2017)

Segundo os limites dos parâmetros de qualidade sugeridos pela WHO (WHO, 2006a), observados através das linhas tracejadas (A, B e C), conclui-se que para reúso restrito de culturas não consumidas cruas e irrigadas de forma mecanizada, todas as amostras, exceto as de julho no tempo 0h (sem exposição solar), podem ser empregadas sem provocar riscos à saúde humana.

Para reúso restrito por irrigação sem mecanização, as amostras do mês de dezembro a partir das 2 horas já atingiram log 10^4 , já para os meses de agosto, outubro e novembro este tipo de reúso só foi possível após 6 horas de exposição solar. Para as amostras de julho e setembro, o reúso nessa categoria não foi possível mesmo após 8 horas de exposição solar.

O reúso irrestrito só foi admissível para as coletas realizadas no mês de agosto (800 NMP.100 mL⁻¹), outubro (840 NMP.100 mL⁻¹), novembro (1000 NMP.100 mL⁻¹) e dezembro (510 NMP.100 mL⁻¹) já que ambas apresentaram níveis populacionais menor que 10^3 NMP.100 mL⁻¹, em tempo de exposição solar de 8 horas. Para as demais amostras, uma combinação de medidas pós-tratamento de águas cinza deve ser realizada, a fim de tornar o reúso irrestrito possível.

Outra opção de tornar o reúso irrestrito possível, seria por meio do aumento do tempo de exposição solar, com consequente aumento da radiação e da temperatura da água, o que é discutido a seguir. No entanto é interessante lembrar que a eficiência da desinfecção solar não pode ser atribuída apenas aos efeitos climáticos (radiação e temperatura), mas, também, às características físico-químicas do efluente utilizado para irrigação.

- Desempenho da desinfecção em função do prolongamento do tempo de exposição solar

No intuito de garantir maior inativação bacteriológica, e avaliar o comportamento da desinfecção solar, o tempo de exposição solar para as amostras do mês de dezembro, foram prolongadas por um dia consecutivo. Sendo, assim, as amostras de águas cinza foram submetidas à exposição por tempos: 0h (sem exposição), 2 horas, 4 horas, 6 e 8 horas e no dia seguinte as amostras foram reexpostas ao sol, por igual período de tempo.

Como os valores de coliformes totais e *E.coli* apresentam níveis populacionais que tem ordens de magnitude diferente, optou-se por indicar o nível populacional bacteriano em termos de log da concentração (NMP.100 mL⁻¹). A Figura 35 apresenta os níveis populacionais de coliformes totais e *E.coli* em função do tempo de exposição à radiação solar.

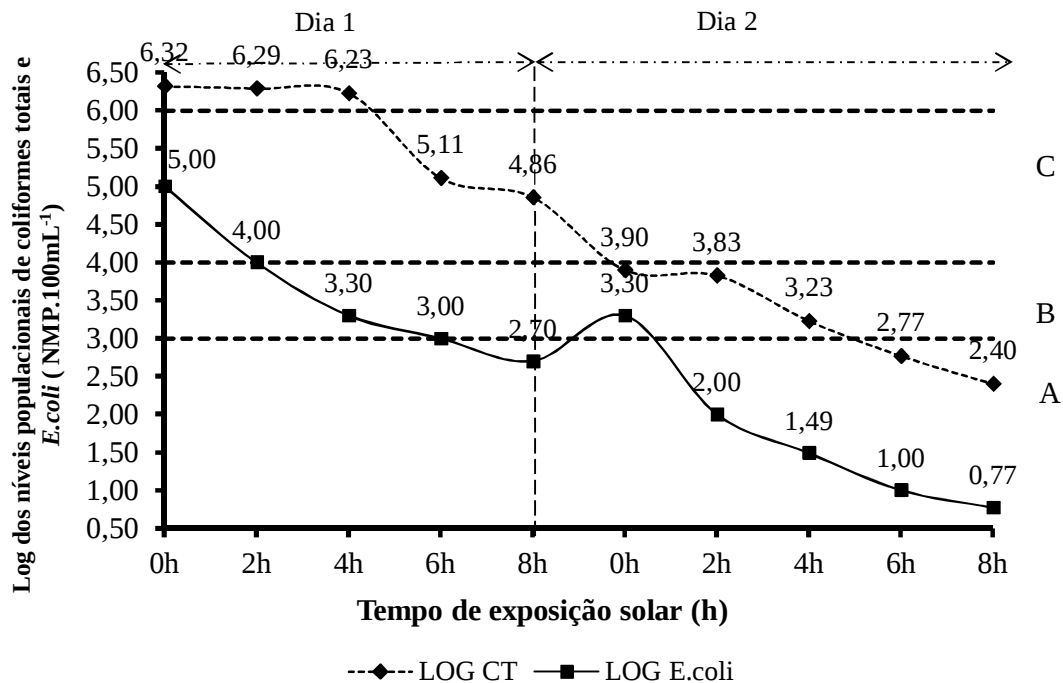


Figura 35. Cinética de inativação de populações bacterianas expostas à radiação solar por dois dias consecutivos.

Nota: A: Log (10³), limite máximo da concentração de *E. coli* no efluente para reúso irrestrito na agricultura irrigada. B: Log (10⁴), limite máximo para reúso restrito de culturas que não são consumidas cruas ou culturas que podem ser consumidas cruas, desde que as partes colhidas não fiquem em contato com solo. C: Log (10⁶), limite máximo para fins de reúso restrito com exposição controlada por meio da irrigação localizada ou outro método de controle da exposição.

Fonte: Dados da autora (2017)

A Figura 35 permite visualizar que a curva de inativação dos coliformes totais mostrou uma região “ombro”, onde pouco se verifica qualquer inativação. A fase “ombro” representa uma lentidão de morte, ou atraso no decaimento dos coliformes totais, que para esta pesquisa, teve duração de aproximadamente 4 horas, em seguida, a fase log-linear é observada. Já a curva de inativação de *E.coli* mostrou-se log-linear sem a presença de ombro.

A partir do início da exposição à radiação solar, correspondente ao segundo dia do experimento, visualizado no gráfico como 0h (dia 2), verificou-se novamente uma fase “ombro”, com atraso na inativação para CT. Segundo Giannakis et al. (2015) esse segundo atraso pode estar relacionado à adaptação da população bacteriana à luz ultravioleta. Em

seguida, com o aumento da radiação solar, a fase log-linear é visualizada. Já para *E.coli*, para esse mesmo horário de exposição solar, observou-se inativação de primeira ordem sem um ombro.

O efeito cauda visualizado tanto nas curvas de coliformes totais quanto *E.coli*, é atribuído à presença de sub-populações resistentes ao ultravioleta e a presença de microorganismos associados à partículas (USEPA, 2006).

A comparação entre o número de bactérias remanescentes imediatamente após o período de exposição (8 horas, dia 1) e a reexposição no dia seguinte (0 horas, dia 2) permite considerar que para *E.coli* houve um aumento do nível populacional, o que não ocorreu para a população de coliformes totais (Figura 35).

Amaral et al. (2006) cita que a possibilidade dos microrganismos replicarem-se após o tratamento solar, é possível caso a temperatura, radiação e tempo de exposição não tenham sido adequados.

Durante o período noturno, a temperatura diminui, lentamente, e em seguida passa pela temperatura de incubação (35°C para bactérias do grupo coliformes) a qual promove o ambiente ideal para o desenvolvimento e multiplicação da população bacteriana. Nesta pesquisa verificou-se a temperatura da água ao final das 8 horas de exposição (às 16 horas) de 37,30 °C, e no dia seguinte às 8 horas registrou-se 31,80 °C, como observado na Tabela 15.

Segundo Keely et al. (2015) o tempo de armazenamento, a disponibilidade de nutrientes e oxigênio, e determinadas temperaturas, podem, por conseguinte, influenciar e mudar a composição da comunidade bacteriana de águas cinza ao longo do tempo. Consequentemente, ao encontrar certas condições ambientais, espécies bacterianas específicas podem proliferar e superar outras espécies menos adaptáveis à essas condições.

A faixa de temperatura observada neste experimento compreendeu de 32°C a 37°C, valores próximos da temperatura de cultivo para coliformes totais e *E.coli*, que é de 35±2°C.

Giannakis et al. (2014b) estudaram o efeito da temperatura sobre o recrescimento bacteriano e concluíram que sob efeito apenas da temperatura, as faixas de 20, 30 até 40°C, levam ao crescimento e multiplicação de *E.coli*, assim como para essas faixas de temperatura foram observadas o recrescimento após armazenamento. Acima de 40 à 50 ° C e ainda mais à 60 °C, a inativação térmica dominou o resultado do experimento, com inativação total após 4 h de exposição ao calor. Quando presente, o recrescimento estava diretamente ligado às bactérias que sobreviveram ao tratamento térmico. A região de temperatura mais baixa

promoveu o recrescimento bacteriano (máximo em 30 °C) e altas temperaturas suprimiram o recrescimento, tanto em curto como em longo prazo.

Segundo Silva et al. (2013), a verificação do provável recrescimento bacteriano é relevante quando se trata de água para consumo humano, ou que tenha necessidade de ficar armazenada antes do uso. No caso deste estudo buscou a reexposição da amostra a fim de estudar o comportamento do nível populacional bacteriano em função do aumento do tempo de exposição solar.

No dia seguinte, com a reexposição e, consequente, aumento da temperatura e radiação, observou-se na Figura 35 o decaimento dos níveis populacionais de coliformes totais e *E.coli*.

A partir das 2 horas, do segundo dia de exposição solar, foi possível produzir um efluente com nível populacional de *E.coli* de 100 NMP.100mL⁻¹, o que possibilita o reúso agrícola sem restrições, conforme a WHO (WHO, 2006a).

Após 6 horas de exposição solar, no segundo dia de experimento, o efluente final produzido apresentou 10 NMP100mL⁻¹ de *E.coli*.

Ao final do segundo dia de exposição solar, o equivalente à dose acumulada de 42.084MJ.m⁻², a população de *E.coli* foi praticamente eliminada <10NMP.100mL⁻¹, indicando que a inativação completa foi praticamente alcançada, enquanto que os coliformes totais, ainda, estavam presentes, só que em baixos níveis populacionais, quando considerado a possibilidade do reúso agrícola (253 NMP100mL⁻¹).

Os resultados obtidos nesta pesquisa indicaram que a inativação de *E. coli* foi maior que a de coliformes totais, no entanto deve-se fazer uma ressalva, o nível populacional de coliformes totais na amostra inicial (sem exposição solar) foram mais elevados que *E.coli*.

Segundo Rincón et al. (2005), é necessário tempo maior para inativação quando se tem concentração inicial de bactérias mais elevadas.

O que corrobora com Carvajal (2015) ao avaliar a aplicação da técnica de desinfecção solar em amostras de águas de chuva coletada de telhado, de poço freático e de reservatório superficial, para as condições de temperatura e radiação solar na cidade de Porto Alegre, RS. Para todos os resultados, a inativação de *E.coli* sempre foi mais rápida e mais eficiente em comparação com a observada para coliformes totais, indicando que *E. coli* apresenta maior sensibilidade que coliformes totais à temperatura e à radiação solar.

Verificou-se a remoção de 3,93 unidades logarítmicas de coliformes totais ao final do segundo dia de experimento, totalizando 32 horas de exposição cumulativa à radiação solar. Para *E.coli*, a remoção foi superior a 4,00 unidades log. A exposição solar no dia

subsequente melhorou eficazmente a desinfecção. Ao comparar as remoções de coliformes totais ocorridas em 8 horas de exposição solar para o mês de dezembro, foi verificado a remoção de 1,47 unidades log (Tabela 14), no entanto ao expor as amostras ao sol no dia seguinte, a remoção saltou para 3,93 unidades log. Em relação à *E.coli* no mês de dezembro, verificou-se remoção de 2,29 unidades log (Tabela 14) e com a exposição solar no dia subsequente a remoção foi para 4,22 unidades logarítmica.

Percebeu-se que a amostra de água cinza no dia seguinte (10/12/2015) apresentaram aumento do pH e de OD, diminuição da turbidez e dos SST, o que permitiu juntamente com a temperatura e radiação solar, uma melhoria significativa na taxa de inativação bacteriana (Tabela 15).

Tabela 15. Características climatológicas, físico-químicas e bacteriológicas para as amostras de águas cinza do mês de dezembro, datas 09/12/2015 e 10/12/2015.

	09/12/2015				
	0 h	2h	4h	6h	8h
Radiação Global (MJ.m ⁻²)	1.674.961	2.248.498	2.539.888	2.666.646	1.287.756
Radiação Global acumulada (MJ.m ⁻²)	0	4.355.004	9.901.937	15.484.636	18.857.819
Temperatura do Ar (°C)	29,30	32,00	35,30	34,00	32,50
Temperatura da água (°C)	31,30	36,00	37,80	40,20	37,30
pH	7,92	7,78	7,94	8,09	8,20
OD (mg.L ⁻¹)	1,12	1,00	2,22	3,22	3,42
Condutividade	1.176	1.203	1.236	1.240	1.250
Turbidez (UNT)	49,00	43,00	41,00	38,00	36,00
SST (mg.L ⁻¹)	34,00	18,00	18,00	18,00	17,00
Coliformes totais (NMP100ml ⁻¹)	2,13E+06	1,97E+06	1,73E+06	1,29 E+05	7,27E+04
<i>E.coli</i> (NMP100mL ⁻¹)	1E+05	1E+04	2E+03	1E+03	5,1E+02
	10/12/2015				
	0h	2h	4h	6h	8h
Radiação Global (MJ.m ⁻²)	1.603.610	2.807.749	3.036.969	2.531.401	1.311.586
Radiação Global acumulada (MJ.m ⁻²)	22.041.080	26.939.020	33.400.510	38.675.670	42.084.830
Temperatura do Ar (°C)	28,90	32,10	35,30	33,40	32,30
Temperatura da água (°C)	31,80	38,20	42,10	42,8	39,10
pH	8,18	8,22	8,20	8,25	8,29
OD (mg.L ⁻¹)	4,64	4,70	5,10	6,48	6,03
Condutividade	1.284	1.318	1.338	1.384	1.388
Turbidez (UNT)	7,00	8,00	7,00	10,00	9,00
SST (mg.L ⁻¹)	9,00	10,00	7,00	12,00	6,00
Coliformes totais (NMP100mL ⁻¹)	8,09E+03	6,91E+03	1,72E+03	5,98E+02	2,53E+02
<i>E.coli</i> (NMP100mL ⁻¹)	2E+03	1E+02	3,1E+01	1E+01	<10

Fonte: Dados da autora (2017)

4.2 ESTATÍSTICA MULTIVARIADA

Para a avaliação dos dados, quanto a similaridade das amostras e comportamento das variáveis, foi obtido a matriz de correlação (R) e, posteriormente, a análise de componentes principais (ACP).

A Tabela 16 apresenta a matriz de correlação entre as variáveis físico-químicas e microbiológicas consideradas significativas com um nível de significância $\alpha=0,05$ para o modelo de análise das componentes principais. Por meio da matriz de correlação é possível identificar a relação entre as variáveis, demonstrando a tendência geral dos dados, bem como as variáveis de maior significância para a proposta deste estudo.

Tabela 16. Matriz de correlação entre as variáveis físico-químicas e microbiológicas, destacando-se as correlações consideradas significativas com um nível de significância $\alpha=0,05$ para o modelo de análise dos componentes principais.

	Hora	RG	Rga	TAr	TA _g	pH	O.D	Cond	Turb	SST	Log CT	Log <i>E.coli</i>
Hora	1											
R.G	-0,17	1,00										
Rga	0,96	-0,03	1,00									
TAr	0,73	0,40	0,81	1,00								
TA _g	0,53	0,58	0,66	0,78	1,00							
pH	0,40	-0,13	0,40	0,17	0,02	1,00						
O.D	0,30	-0,02	0,26	0,13	0,08	0,64	1,00					
Cond	0,28	-0,03	0,29	0,10	-0,05	0,43	0,15	1,00				
Turb	-0,16	0,02	-0,13	-0,03	-0,13	-0,55	-0,80	-0,07	1,00			
SST	-0,02	-0,12	0,02	0,08	-0,16	-0,16	-0,63	0,10	0,75	1,00		
Log CT	-0,58	0,01	-0,58	-0,37	-0,40	-0,52	-0,76	-0,27	0,75	0,63	1,00	
Log <i>E.coli</i>	-0,72	0,14	-0,66	-0,52	-0,48	-0,49	-0,57	-0,02	0,65	0,49	0,72	1,00

Nota: Hora: tempo de exposição solar; RG: Radiação Global (MJ.m²); Rga: Radiação acumulada (MJ.m²); TAr: Temperatura do Ar (°C); TA_g: Temperatura da Água (°C); OD (mg.L⁻¹); Cond: condutividade elétrica (µS.cm⁻¹); Turb: Turbidez (UNT); SST (mg.L⁻¹); Log CT (log do nível populacional em NMP100mL⁻¹); Log *E.coli* (log do nível populacional de *E.coli* NMP100mL⁻¹).

Fonte: Dados da autora (2017)

Manly (2008) relatou que os melhores resultados para a estatística multivariada são obtidos quando as variáveis originais são altamente correlacionadas, positivamente ou negativamente.

De acordo com a matriz de correlação (Tabela 16), as maiores correlações estão relacionadas às questões climáticas, onde se percebe correlação positiva extremamente alta entre radiação global e tempo de exposição solar sendo $r = 0,96$; e correlação muito alta entre as variáveis radiação global acumulada e temperatura do ar ($r = 0,81$). Há também correlação positiva muito alta entre temperatura do ar e temperatura da água ($r = 0,78$) e temperatura do ar e tempo de exposição solar ($r = 0,73$). A variável temperatura da água correlacionou-se de forma alta e positiva com a radiação global ($r=0,58$) e radiação acumulada ($r = 0,66$).

Em relação às variáveis microbiológicas percebeu-se correlação positiva muito alta entre a variável turbidez, com $r = 0,75$ para Log de coliformes totais, e correlação positiva alta ($r = 0,65$) para Log de *E. coli*. Como era de se esperar, a turbidez está correlacionada positivamente com a SST e, conseqüentemente, também manteve correlação positiva com as variáveis microbiológicas, já que a turbidez é resultante da presença de partículas em suspensão, partículas em estado coloidal, como frações de rochas, areais e argilas, partículas microbiológicas, como fitoplâncton, e várias substâncias como zinco, ferro e manganês, originados em processos naturais de erosão (Sperling, 2011). A turbidez, também, manteve correlação negativa muito alta com a variável OD ($r = -0,80$), indicando que as maiores concentrações de turbidez estão associadas aos menores valores de OD, haja vista que os componentes orgânicos inseridos na turbidez acarretam consumo dos níveis de OD.

Observou-se que os níveis populacionais microbiológicos estão correlacionados negativamente com as variáveis de tempo de exposição solar, radiação acumulada e temperatura do ar e da água, conforme os valores de r , encontrados na Tabela 16.

De um total de 66 coeficientes (37% do total) foi superior a “ $|0,5|$ ” o que é indicativo de correlação razoável entre as variáveis empregadas (Hopkins, 2008).

Para facilitar a visualização das correlações mais significativas, foi elaborada a Tabela 17 que destaca as correlações com valores maiores que “ $|0,5|$ ”.

Tabela 17. Resumo das correlações

Tempo de exposição solar					RG	Rga					pH				OD				Turb			SST	Log CT
Rga	Tar	Tag	Log CT	Log <i>E.coli</i>	Tag	Tar	Tag	Log CT	Log <i>E.coli</i>	OD	Turb	Log CT	Log <i>E.coli</i>	Turb	SST	Log CT	Log <i>E.coli</i>	SST	Log CT	Log <i>E.coli</i>			
0,96	0,73	0,53	-0,58	-0,72	0,58	0,81	0,66	-0,58	-0,66	0,64	-0,55	-0,52	-0,49	-0,80	-0,63	-0,76	-0,57	0,75	0,75	0,65			
																		0,63		0,72			

Fonte: Dados da autora (2017)

A etapa seguinte da análise multivariada constou da decomposição da matriz de correlação para reduzir a dimensão de variáveis inter-relacionadas em dimensão menor, formada por fatores comuns e independentes, seguindo então a etapa de análise dos componentes principais.

4.2.1 Análise de componentes principais- ACP

Para a realização de uma análise multivariada qualquer, os conjuntos de dados não podem conter lacunas. Portanto os dados referentes à característica “cor” foram retirados da análise devido à escassez de valores, pois o monitoramento da cor iniciou-se apenas a partir do mês de setembro. Portanto a ACP foi realizada com as seguintes variáveis: Radiação global (RG) e Radiação acumulada (Rga), Temperatura do ar (Tar) e da água (Tag), pH, OD, condutividade (Cond), Turbidez (Turb), Sólidos suspensos totais (SST), coliforme total (CT) e *E.coli*, estes dois últimos após transformação logarítmica.

Na análise de componentes principais as variáveis originais são linearmente combinadas com o objetivo de projetar o máximo de informação no menor número de dimensões (Silva, 2010).

Pelo emprego da análise de componentes principais identificou-se que o melhor comportamento das variáveis relacionadas à desinfecção solar foi aquele composto por três componentes iniciais, explicando 79,46% da variância total dos dados (Tabela 18).

Tabela 18. Autovalores e autovetores para a desinfecção solar nos três componentes principais selecionados

Variável	CP1	CP2	CP3
RG	0,0487	0,3301	0,421
Rga	0,3095	0,3553	-0,2929
Tar	0,2465	0,5006*	-0,0471
Tag	0,2436	0,4758*	0,2393
pH	0,2999	-0,1601	-0,3907
OD	0,3635*	-0,275	0,0405
Cond	0,1097	-0,004	-0,5461*
Turb	-0,358*	0,315	-0,1728
SST	-0,2733	0,2837	-0,4412
Log CT	-0,4205*	0,0789	0,0047
Log <i>E.coli</i>	-0,4094*	-0,016	-0,013
Autovalor	2,178	1,5609	1,2493
Variância explicada(%)	0,4313	0,2215	0,1419
Variância acumulada (%)	43,13	65,28	79,46

*valores das variáveis mais significativas na formação das componentes, conforme critério de seleção.

Nota: RG: Radiação Global (MJ.m⁻²); Rga: Radiação acumulada (MJ.m⁻²); Tar: Temperatura do Ar (°C); Tag: Temperatura da Água (°C); OD (mg.L⁻¹); Cond:condutividade elétrica (µS.cm⁻¹);Turb: Turbidez (UNT); SST (mg.L⁻¹); Log CT (log do nível populacional de coliformes totais em NMP100mL⁻¹); Log *E.coli* (log do nível populacional de *E.coli* em NMP.100 mL⁻¹).**Fonte:** Dados da autora (2017)

A Figura 36 exibe os autovalores extraídos do estudo para as 10 componentes principais da base de dados. Pode ser observado que o ponto no qual o gráfico apresenta alteração na taxa de inclinação é indicativo do número máximo de componentes a serem extraídos.

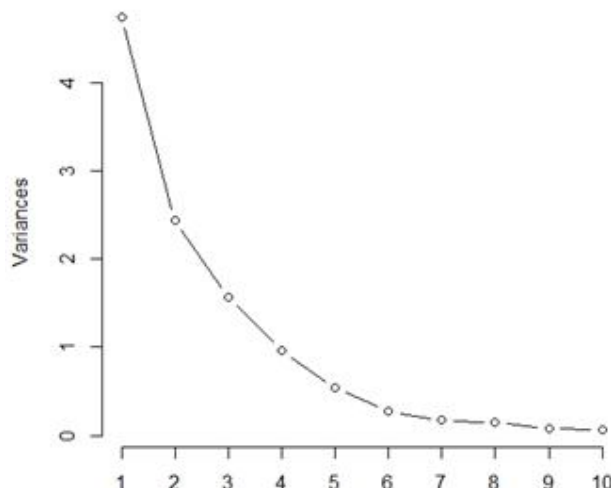


Figura 36. Gráfico de autovalor para a determinação de componentes principais pelo critério do teste de Kaiser.

Fonte: Dados da autora (2017)

Analisando a Figura 30 e atendendo ao critério de Kaiser (1960) pode-se considerar que três componentes iniciais foram qualificados para as análises, são elas: a primeira componente (CP1) microbiológica; a segunda componente (CP2) climática e a terceira componente (CP3), basicamente, formado pela variável condutividade.

A primeira componente (CP1) explica 43,13% da variabilidade dos dados, sendo representada por variáveis que apresentam alta correlação entre si, são elas: variáveis microbiológicas (coliforme total e *E.coli*), oxigênio dissolvido e a turbidez. Observou-se que a variável turbidez, coliformes totais e *E.coli*, correlacionam-se de maneira negativa, em relação à variável OD, corroborando a ideia de que o aumento no nível populacional de coliformes totais e *E.coli* ocasiona o consumo dos níveis de OD, devido à respiração das bactérias, assim como elevados valores de turbidez quando associados à componentes orgânicos acarretam o consumo nos níveis de OD.

O segundo componente principal (CP2) explica 22,15% da variabilidade dos dados, observando uma elevada correlação positiva das variáveis climáticas de temperatura.

A terceira componente (CP3) explica 14,19% da variabilidade dos dados e apenas uma variável foi selecionada, por isso a condutividade elétrica não apresenta correlação significativa com nenhuma outra variável.

A análise das componentes principais permitiu reduzir a dimensionalidade dos dados, com a formação de 3 componentes principais explicando 79,46% da variância total dos dados originais, e com a redução no número de variáveis de 11 para 7, o que equivale a seleção de 63% das variáveis analisadas (Tabela 18).

A Figura 37 apresenta um gráfico biplot das duas primeiras componentes, exibindo os seus respectivos pesos, possibilitando uma visualização dos principais agrupamentos no conjunto de variáveis.

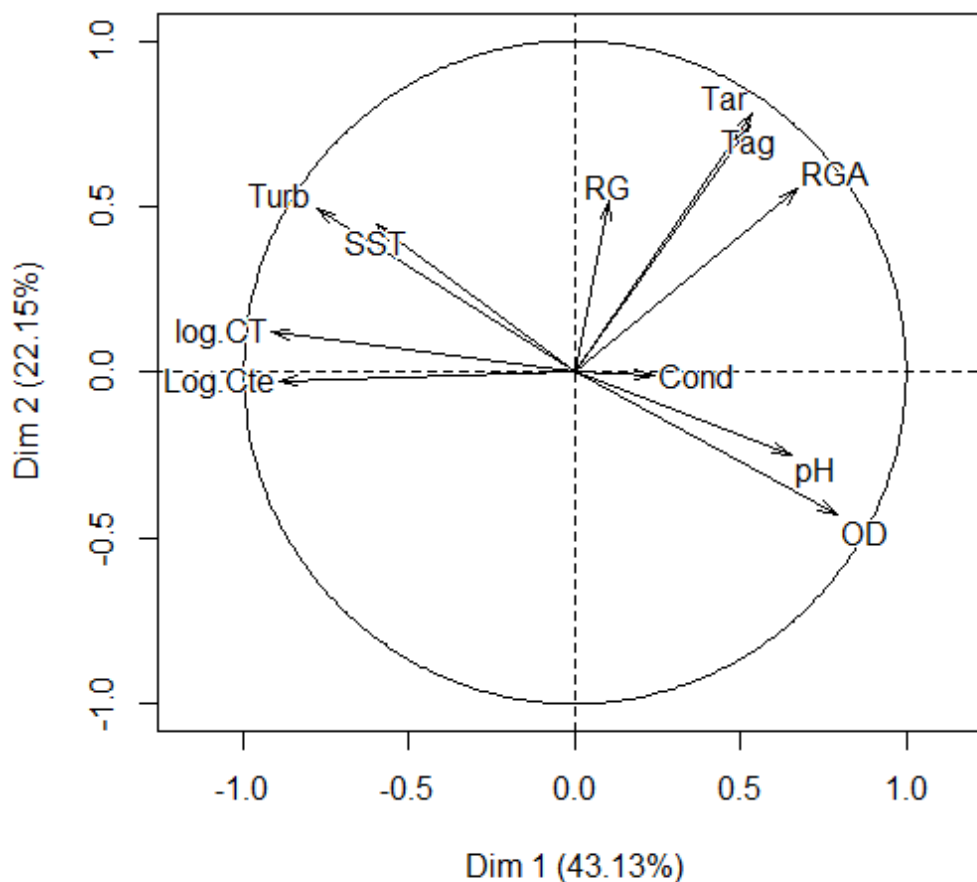


Figura 37. Gráfico Biplot para as duas primeiras componentes principais - CP1 e CP2.

Nota: As percentagens são as variâncias explicadas por cada componente principal. RG: Radiação Global (MJ.m^{-2}); Rga: Radiação acumulada (MJ.m^{-2}); Tar: Temperatura do Ar ($^{\circ}\text{C}$); Tag: Temperatura da Água ($^{\circ}\text{C}$); O.D (mg.L^{-1}); Cond: Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$); Turb: Turbidez (UNT); SST (mg.L^{-1}); Log CT (log do nível populacional de coliformes totais em NMP100mL $^{-1}$); Log Cte (log do nível populacional de *E.coli* em NMP100mL $^{-1}$). **Fonte:** Dados da autora (2017).

A proximidade dos vetores que representam as variáveis CT e Cte ($r=0,72$); assim como Turb e SST ($r=0,75$); Tar e Tag ($r=0,78$) e OD e pH ($r=0,64$) indica que estes pares de variáveis têm alta correlação entre eles. Da mesma forma, a localização do OD no quadrante oposto ao CT e Cter indicam correlações negativas ($r = -0,76$ e $r = -0,57$), respectivamente.

Na Figura 37 observou-se dois agrupamentos de variáveis, reunidas em função das inter-relações apresentadas entre si. É possível verificar um agrupamento das variáveis turbidez (Turb), nível populacional de coliforme total (LogCT) e nível populacional de *E.coli* (LogCte) no lado esquerdo do gráfico, indicando as variáveis microbiológicas, referentes à contaminação fecal (CT e Cte) e que são influenciados pela turbidez.

A variável OD, que por apresentar sinal contrário ao CT, Cte e Turb, e posicionar-se ao lado contrário no gráfico, indica justamente o contraste entre elas, enquanto as concentrações de CT, Cte e Turb são maiores, menores são as taxas de OD, já que a respiração dos microrganismos acarreta o consumo e, conseqüentemente, redução dos níveis de OD. Essas variáveis relacionadas integram à CP1.

Ao lado superior direito do gráfico da Figura 37 formou-se um agrupamento de variáveis indicativas das condições climáticas, formadas por temperatura do ar (Tar) e temperatura da água (Tag), radiação global (RG) e radiação global acumulada (RGa), ilustrando a relação existente entre eles, na qual quanto maior for a temperatura do ar, maior é a temperatura da água, já que os valores de temperatura da água seguem às oscilações naturais da temperatura do ar, assim como, conseqüentemente, maiores serão os valores de radiação global e acumulada. As variáveis, temperatura do ar (Tar) e temperatura da água (Tag) integram à CP2.

A Figura 38 apresenta outro biplot com os resultados das análises de componentes principais, relacionando as variáveis, com o espaço amostral. As amostras foram codificadas em função dos meses de coleta (representado pelas letras - J, A, S, O, N, D – meses de julho a dezembro) e dos horários de exposição solar (representado pelos números – 8 (sem exposição solar), 10, 12, 14, 16 horas do dia). Todas as observações levantadas na Figura 38 irão auxiliar na interpretação da Figura 37, onde além das variáveis, estão apresentadas também as amostras.

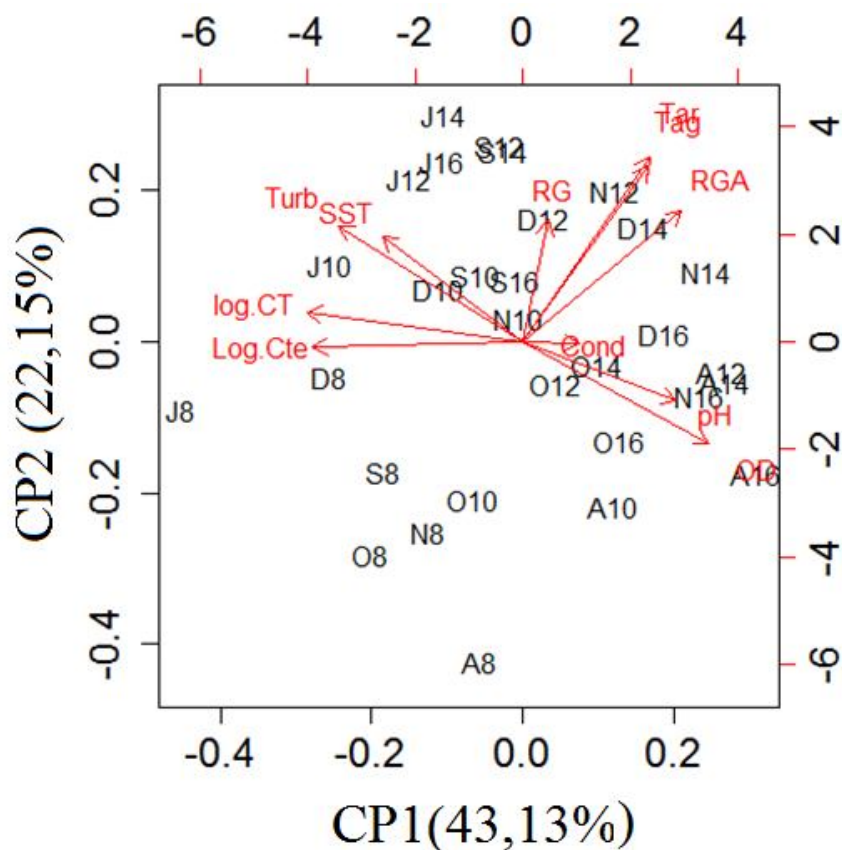


Figura 38. Gráfico biplot dos componentes principais (CP-1 e CP-2) para a desinfecção solar. **Nota:** As letras representam as amostras em função dos meses (J, A, S, O, N, D – meses de julho à dezembro e os números representam os horários de exposição solar das amostras (8,10,12,14,16 horas do dia). As setas em vermelho indicam o ordenamento das variáveis.

RG: Radiação Global (MJ.m^{-2}); Rga: Radiação acumulada (MJ.m^{-2}); Tar: Temperatura do Ar ($^{\circ}\text{C}$); Tag: Temperatura da Água ($^{\circ}\text{C}$); O.D (mg.L^{-1}); Cond: Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$); Turb: Turbidez (UNT); SST (mg.L^{-1}); Log CT (log do nível populacional de coliformes totais em NMP100mL^{-1}); Log Cte (log do nível populacional de *E.coli* em NMP100mL^{-1}).

Fonte: Dados da autora (2017).

Ao dividir o gráfico em quadrantes, semelhante à Figura 37, é possível detectar mais facilmente, padrões de associação entre amostras e variáveis em função das proximidades entre si, demonstrando quais variáveis mais contribuíram na formação dos grupos, o que é discutido em mais detalhes no tópico de análise de agrupamento hierárquico (AAH).

Notou-se que as amostras se agruparam em função do tempo de exposição à radiação solar e em relação à sazonalidade. Observou-se que todas as amostras que não foram submetidas à exposição solar estão próximas umas das outras (representada pelo número 8) e são influenciadas pelos altos níveis populacionais de CT e Cte. Assim, como percebeu-se que em função da sazonalidade as amostras de julho e setembro mantiveram-se próximas e foram influenciadas, principalmente, pelas variáveis Turb e SST. Já as amostras de

novembro e dezembro, identificadas pelas letras N e D nos horários de 12 e 14 horas, agruparam-se em função dos elevados valores das variáveis climáticas (temperatura do ar e da água e radiação global acumulada), localizando-se na parte superior direita do gráfico.

4.2.2 Análise de agrupamento hierárquico

A Figura 39 apresenta o dendrograma referente à análise de agrupamento hierárquico (AHH) da desinfecção solar. A partir da análise foi possível o agrupamento das amostras de água cinza baseada nas semelhanças das características climáticas e composições físico-química e microbiológica.

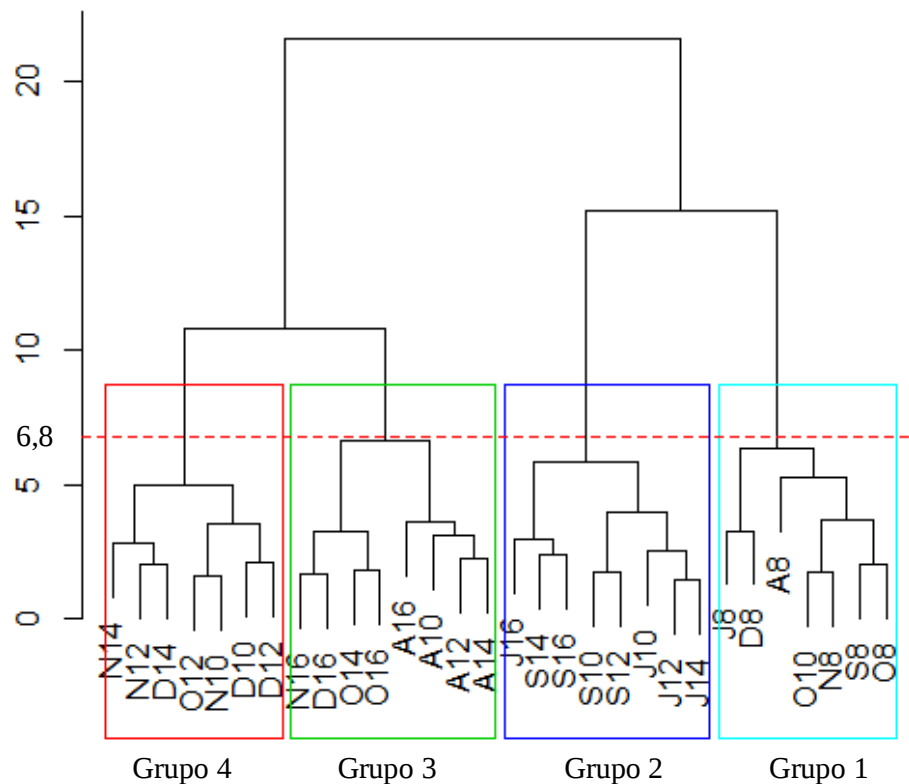


Figura 39. Dendrograma de agrupamento construídas a partir da matriz de distâncias euclidianas médias.

Fonte: Dados da autora (2017).

Observou-se que o ponto ótimo de corte para formação dos grupos de similaridade encontra-se em 6,8, pois, a partir desse, ocorre o distanciamento maior na medida de similaridade para a formação dos grupos, desta forma, definem-se quatro agrupamentos distintos.

Os grupos formados pela AAH apresentaram certa uniformidade quanto à quantidade de amostras por grupo, onde os grupos 2 e 3 foram os de maior representatividade, cada um contribuindo com 26,6% do número das amostras total. Os grupos 1 e 4 foram compostos, cada um, por 23,33% das amostras analisadas.

A maior similaridade foi registrada às amostras que compõem o grupo 4, devido à distância (nível) na qual ocorreu a formação dos grupos.

A análise de agrupamento resultou em classificação coerente das mesmas, demonstrando que o agrupamento ocorreu em função da sazonalidade, e do tempo de exposição solar à que as amostras foram submetidas.

Após a AAH, os dados foram submetidos à análise de significância estatística, através do teste de Scott-Knott ao nível de significância de 5%, para avaliar quais as variáveis têm importância na classificação dos grupos. Para isso, análises comparativas entre os quatro agrupamentos foram efetuadas, considerando agora as variáveis individuais que foram anteriormente analisadas em conjunto.

Os valores médios, mínimo, máximo e o coeficiente de variação, das variáveis em estudo para os grupos definidos através da AAH, assim como o teste de Scott-Knott à 5%, estão apresentados na Tabela 19.

A Tabela 20 contempla a interpretação obtida por meio da AAH.

Tabela 19. Valores médios e teste de Scott-Knott das variáveis em estudo para os grupos definidos pela técnica de AAH.

	Estatística	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
RG (MJ.m ⁻²)	Média + DP	1,53a ± 0,29	2,4b ± 0,92	1,83a ± 0,88	2,70b ± 0,38
	Mínimo	1,06	0,71	0,79	2,25
	Máximo	1,77	3,34	3,26	3,47
	CV	18,95	38,45	48,25	14
Rga (MJ.m ⁻²)	Média + DP	0,55a ± 1,45	12,99b ± 5,51	14,16b ± 4,90	10,59b ± 4,89
	Mínimo	0,00	4,68	4,99	4,36
	Máximo	3,84	19,70	19,26	17,55
	CV	264,57	42,39	34,63	46,22
Tar (°C)	Média + DP	27,60a ± 1,53	32,92b ± 1,73	32,31b ± 1,55	33,31b ± 1,51
	Mínimo	25,53	30,38	29,48	31,54
	Máximo	29,70	34,84	33,92	35,38
	CV	5,53	5,25	4,79	4,51
Tág (°C)	Média + DP	29,16a ± 1,50	36,04b ± 1,98	34,83b ± 2,15	38,58c ± 2,63
	Mínimo	27,20	33,10	32,60	34,88
	Máximo	31,30	39,10	37,90	41,60
	CV	5,15	5,50	6,18	6,80
pH	Média + DP	7,86a ± 0,29 ^a	7,90a ± 0,10a	8,24b ± 0,22b	7,89a ± 0,12a
	Mínimo	7,66	7,80	7,93	7,73
	Máximo	8,48	8,06	8,50	8,09
	CV	3,62	1,23	2,65	1,53
OD (mgL ⁻¹)	Média + DP	2,3a ± 1,81	1,51a ± 0,30	4,27b ± 0,57	2,95a ± 1,0
	Mínimo	0,21	0,93	3,45	1,00
	Máximo	4,70	1,89	5,24	3,80
	CV	79,01	20,03	13,43	33,76
Condutividade (µS _{cm} ⁻¹)	Média + DP	1359a ± 127,5	1532b ± 111	1501b ± 157,5	1279a ± 61,7
	Mínimo	1176	1408	1250	1203
	Máximo	1513	1675	1677	1388
	CV	9,37	7,24	10,49	4,82
Turbidez (UNT)	Média + DP	44,27a ± 13,29	56a ± 7,35	28,33b ± 4,86	35,76b ± 5,29
	Mínimo	26,30	48,60	22,50	27,80
	Máximo	67,80	64,60	36,30	42,60
	CV	30	13,12	17,18	14,79
SST (mgL ⁻¹)	Média + DP	21a ± 8,21	28,13b ± 6,53	15c ± 2,67	15,17c ± 6,54
	Mínimo	14	16	11	2
	Máximo	34	38	19	21
	CV	39	23,23	17,82	43,20
Log CT (Log de NMP100mL ⁻¹)	Média + DP	6,07a ± 0,58	5,92a ± 0,34	4,73b ± 0,42	5,50a ± 0,60
	Mínimo	5,61	5,55	4,07	4,64
	Máximo	7,19	6,44	5,25	6,29
	CV	9,6	5,70	8,91	10,89
Log <i>E.coli</i> (Log de NMP100mL ⁻¹)	Média +DP	5,11a ± 0,68	4,76a ± 0,51	3,29b ± 0,59	3,80b ± 0,61
	Mínimo	4,48	4,02	2,71	3,00
	Máximo	6,48	5,72	4,30	4,71
	CV	13,2	10,69	18,30	16,14

Nota: CV – Coeficiente de variação (%); Médias seguidas de letras iguais nas linhas não diferem no teste de Scott-Knott ao nível de 5% de significância. **Fonte:** Dados da autora (2017).

Tabela 20. Interpretação dos resultados de AAH

Grupos	Interpretação
Grupo 1: J8, A8, S8, O8, N8, D8, O10	Formado por todas as amostras que não foram expostas à radiação solar (amostras identificadas pelo número 8) evidenciando uma qualidade físico-química e microbiológica inferior em relação aos demais grupos. As variáveis que mais contribuíram para a formação deste grupo foram a radiação global acumulada, temperatura do ar e da água que diferiram dos demais grupos pela ANOVA. Outra característica relevante deste grupo são os elevados níveis populacionais de coliformes totais e <i>E.coli</i> . Nesse grupo, também, está presente a amostra O10 que manteve características semelhantes às amostras sem tratamento solar. Provavelmente a inserção do O10 neste grupo está relacionada aos valores de condutividade elétrica e temperatura da água que tiveram valores aproximados das amostras sem exposição solar. Observou-se coeficiente de variação alto para RGa neste grupo, o que é atribuído ao fato de que a radiação acumulada para as amostras é zero (início da manhã às 8 horas), exceto para amostra O10, o que contribuiu para grande variação de RGa neste grupo.
Grupo 2: J10, J12, J14, J16 e S10, S12, S14, S16	Formado por todas as amostras do mês de julho e do mês de setembro, excetuando-se às amostras para esses meses que não sofreram desinfecção solar (J8 e S8). Os grupos foram formados pela similaridade entre as concentrações das características avaliadas, na qual se pode perceber que as características de Turb e SST foram as que mais contribuíram para a formação desse grupo. A qualidade físico-química e microbiológica da água cinza para esse grupo foi um pouco melhor do que o grupo 1, mas percebe-se que essas amostras tiveram os menores valores para o OD, altos valores de turbidez e SST. Cabe ressaltar que no caso dos SST, estes diferiram estatisticamente dos demais grupos através da ANOVA. Estas características contribuíram para os elevados níveis populacionais de coliformes totais e <i>E.coli</i> , com valores bem próximos ao do grupo 1.
Grupo 3: A10, A12, A14, A16 e O14, O16, N16, D16	Formado por todas as amostras do mês de agosto (excetuando-se a amostra sem exposição solar A8) e o restante das amostras das 16 horas, com acréscimo apenas da amostra O14. As características de condutividade, OD e pH foram as que mais contribuíram para a formação do grupo, principalmente, OD e pH, pois diferiram estatisticamente dos demais grupos, segundo ANOVA. O mês de agosto apresentou-se como o mês que teve maior eficiência em termos de remoção microbiológica, assemelhando-se às amostras do tratamento final (amostras identificadas pelo número 16). Além do que foi o mês com o menor valor para Turb (único mês com valor médio abaixo de 30 UNT), maior valor de OD e pH e menor nível populacional para CT. Este grupo, também, obteve os maiores valores de radiação global acumulada, que, juntamente com o pH e OD elevados, devem ter contribuído para as maiores remoções de coliformes totais e <i>E.coli</i> . Sendo, assim, esse grupo foi o que apresentou maior qualidade físico-química e microbiológica da água cinza.
Grupo 4: O12 e D10, D12, D14 e N10, N12, N14	As características de maior influência para a formação deste grupo estão relacionadas às condições climáticas, sendo as características de radiação global, temperatura do ar e da água os que mais contribuíram para a formação do grupo. Na composição do grupo estão as amostras das 10,12 e 14 horas que se assemelharam quanto aos valores climáticos. Como as condições climáticas (radiação e temperatura) contribuem para eficiência em termos de decaimento bacteriano, este grupo apresentou a maior temperatura da amostra (significativamente diferente em relação aos demais grupos segundo ANOVA), assim, como o maior valor para radiação global, contribuindo, portanto para a remoção de coliformes totais e <i>E.coli</i> . A qualidade físico-química e microbiológica da água cinza para esse grupo pode ser classificada como intermediária, situando-se superior em relação ao grupo 1 e 2 mas inferior em relação ao grupo 3.

Diante da interpretação obtida por meio da Tabela 20, foi possível uma classificação em relação à qualidade microbiológica da água cinza. O grupo 4 classificou-se como superior, seguido pelo grupo 3 que manteve classificação intermediária e o grupo 1 e 2 com qualidade inferior, quanto a restrição ao reuso agrícola, apresentando os maiores níveis populacionais de coliformes totais e *E.coli*. Verificou-se ainda que o grupo 1 comparativamente, ainda manteve características inferiores, em relação ao grupo 2.

4.2.3 Análise de regressão múltipla

A partir da análise de regressão múltipla foi possível avaliar a importância das diversas variáveis estudadas em relação à variável resposta, a redução logarítmica de *E.coli*. Foram gerados 6 modelos matemáticos que estão apresentados na Tabela 21, tal a validação destes em relação as variáveis independentes, ver Tabela 22.

Tabela 21. Modelos ajustados com regressão linear e seus respectivos valores de R²

	Equações ajustadas	R ² (%)
Modelo 1	$\text{Log (No/N)} = 2,87836 + 0,127096 \cdot \text{Rga} - 0,0482427 \cdot \text{Tag} - 0,0531571 \cdot \text{OD} + 0,341911 \cdot \text{pH} - 0,00279184 \cdot \text{Cond} + 0,0117295 \cdot \text{Turb} - 0,0299628 \cdot \text{SST}$	87,34
Modelo2	$\text{Log (No/N)} = 3,34662 + 0,124877 \cdot \text{Rga} - 0,0451725 \cdot \text{Tag} + 0,230185 \cdot \text{pH} - 0,00275931 \cdot \text{Cond} + 0,0138913 \cdot \text{Turb} - 0,0270832 \cdot \text{SST}$	87,10
Modelo 3	$\text{Log (No/N)} = 5,28009 + 0,128419 \cdot \text{Rga} - 0,0494411 \cdot \text{Tag} - 0,00268656 \cdot \text{Cond} + 0,0106653 \cdot \text{Turb} - 0,0247685 \cdot \text{SST}$	86,92
Modelo 4	$\text{Log (No/N)} = 5,42884 + 0,12431 \cdot \text{Rga} - 0,0449078 \cdot \text{Tag} - 0,00276111 \cdot \text{Cond} - 0,0108524 \cdot \text{SST}$	85,65
Modelo 5	$\text{Log (No/N)} = 5,03014 + 0,121894 \cdot \text{Rga} - 0,0386117 \cdot \text{Tag} - 0,00277198 \cdot \text{Cond}$	84,54
Modelo 6	$\text{Log (No/N)} = 3,47805 + 0,105654 \cdot \text{Radiação} - 0,00251225 \cdot \text{Cond}$	82,67

Nota: N = População remanescente de *E. coli* após a desinfecção solar (NMP 100mL⁻¹); No =População inicial de *E. coli* antes da desinfecção solar (NMP 100mL⁻¹); Rga: Radiação acumulada (MJ.m⁻²); Tag: Temperatura da Amostra (°C); O.D (mg.L⁻¹); pH: pH; Cond: Condutividade elétrica (µS.cm⁻¹);Turb: Turbidez (UNT); SST (mg.L⁻¹).

Fonte: Dados da autora (2017).

Tabela 22. Comparação entre os modelos e as variáveis independentes

	Valor de p							R ² (%)	R ² ajus (%)
	Rga	Cond	Tag	SST	Turb	pH	OD		
Modelo 1	0.0000	0.0000	0.0626	0.0430	0.2531	0.4563	0.5378	87,34	83,12
Modelo 2	0.0000	0.0000	0.0699	0.0482	0.1468	0.5782		87,10	83,59
Modelo 3	0.0000	0.0000	0.0355	0.0522	0.1492			86,92	84,07
Modelo 4	0.0000	0.0000	0.0572	0.1821				85,65	83,26
Modelo 5	0.0000	0.0000	0.0970					84,54	82,67
Modelo 6	0.0000	0.0000						82,67	81,39

Nota: Rga: Radiação acumulada (MJ.m⁻²); Cond: Condutividade elétrica (µS.cm⁻¹);Tag: Temperatura da Amostra (°C); SST: sólidos suspensos totais (mg.L⁻¹); Turb: Turbidez (UNT); pH:pH; O.D: oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹);R² = Coeficiente de determinação múltipla; R²aj = coeficiente de determinação múltipla ajustado.

Fonte: Dados da autora (2017).

A fim de avaliar a qualidade dos modelos desenvolvidos, além do valor de p utilizou-se o valor de R². Para o modelo 1, por exemplo, o R² indicou que o modelo explica 87,34 %

da variabilidade na redução logarítmica de *E.coli*. O R^2 ajustado é mais adequado para comparar modelos com diferentes números de variáveis independentes, o valor obtido para este modelo foi de 83,12 % (Tabela 22).

Em relação aos valores de p, tem-se que a variável OD (valor p = 0,5378) não é significativa ao nível de confiança de 95% ou superior e, conseqüentemente, foi considerada a remoção do OD do modelo 1, gerando o modelo 2.

Seguindo este mesmo entendimento, realizou-se a exclusão das variáveis menos contributivas dos modelos, ou seja, as variáveis que obtiveram valores de “p” maiores que 5%. No modelo 2 foi excluído a variável pH, portanto a equação fica reduzida, conforme é apresentada no modelo 3. Ao rodar a regressão, percebeu-se que no modelo 3 a variável turbidez deve ser excluída, já no modelo 4 procedeu-se a exclusão da variável SST e no modelo 5 a variável temperatura da amostra. Assim, considerando apenas as duas variáveis não excluídas anteriormente (radiação global acumulada e condutividade elétrica), ressaltou-se que a função de regressão linear múltipla melhor ajustada, está apresentada no modelo 6.

Observou-se que neste modelo, nenhuma variável apresenta valor de “p” maior que 0,05, o que implica que todas exercem influência para a formação dos resultados ao nível de significância superior a 95%.

Ao comparar os modelos, notou-se que quanto mais variáveis, melhor o processo é explicado. No entanto, utilizando o princípio de Ockham's Razor, optou-se pelo emprego de uma menor quantidade de variáveis, a fim de aumentar a aplicabilidade do modelo (Alves, 2015). Ainda assim, o ajuste desse modelo apresenta valores satisfatórios e, portanto, pode ser empregado sem prejuízo à predição de resultados da eficiência do processo estudado. Por exemplo, o modelo 1 que consta as 7 variáveis independentes, apresenta $R^2 = 87,34\%$, enquanto que o modelo 6 que consta apenas 2 variáveis tem $R^2 = 82,67$, isso significa dizer que as variáveis SST, Turbidez, OD, Temperatura e pH só explicam 4,67% dos dados, por isso podem ser excluídas do modelo final (modelo 6) sem comprometer os resultados.

Considerando que o modelo 6 foi ajustado com a variável resposta sendo a redução logarítmica da população de *E.coli*, o modelo pode ser reescrito, de modo a facilitar a determinação da concentração de *E.coli* em função das variáveis de maior contribuição e significância (Equação 15).

$$N = \frac{N_0}{10^{(3,47805 + 0,105654 \cdot Rga - 0,00251225 \cdot Cond)}}$$

(15)

Em que:

N - população remanescente de *E. coli* após a desinfecção solar (NMP 100mL⁻¹);

N₀ - população inicial de *E. coli* antes da desinfecção solar (NMP 100mL⁻¹)

Rga - radiação acumulada (MJ.m⁻²);

Cond - condutividade elétrica (μS.cm⁻¹).

As variáveis significantes deste modelo foram a radiação global acumulada e a condutividade elétrica, conforme valores obtidos para “p” a 5% de probabilidade e os valores de R².

O resultado da regressão múltipla e os valores estimados para os parâmetros de cada modelo, R², valor-p, estatística F, estatística de Durbin-Watson e resíduos, são apresentados no Apêndice 2.

O coeficiente de correlação para o modelo 6 foi de 82,67 % (R²) e p de 0,0000, portanto, p < 5%, sendo assim, há evidências de que o modelo é bem ajustado (Tabela 22). Em suma, o modelo 6 representou o melhor ajuste linear dentre os modelos apresentados.

A partir do modelo 6, foi criado o modelo 7, utilizando análise de regressão não-linear pelo método de marquadt, que representa a equação sigmóide de sobrevivência para *E.coli*.

Os resultados da análise de regressão não-linear (modelo sigmóide) evidenciaram um R² de 78,43(%), e a Equação 16 é apresentada abaixo:

$$y = \frac{N}{N_0} = \frac{\exp((-6,54348 - (0,347062Rga) + (0,00611772Cond)))}{(1 + \exp((-6,54348 - (0,347062Rga) + (0,00611772Cond))))} \quad (16)$$

Em que:

N - população remanescente de *E. coli* após exposição da água cinza à radiação solar (NMP 100mL⁻¹);

N₀ - população inicial de *E. coli* presente na água cinza antes da desinfecção solar (NMP 100mL⁻¹);

Rga - radiação acumulada (MJ.m⁻²); e

Cond - condutividade elétrica da água cinza (μS.cm⁻¹).

Na Figura 40 é apresentado o gráfico de superfície para a equação sigmóide, descrevendo a população remanescente de *E.coli* em relação às variáveis, radiação acumulada e condutividade elétrica.

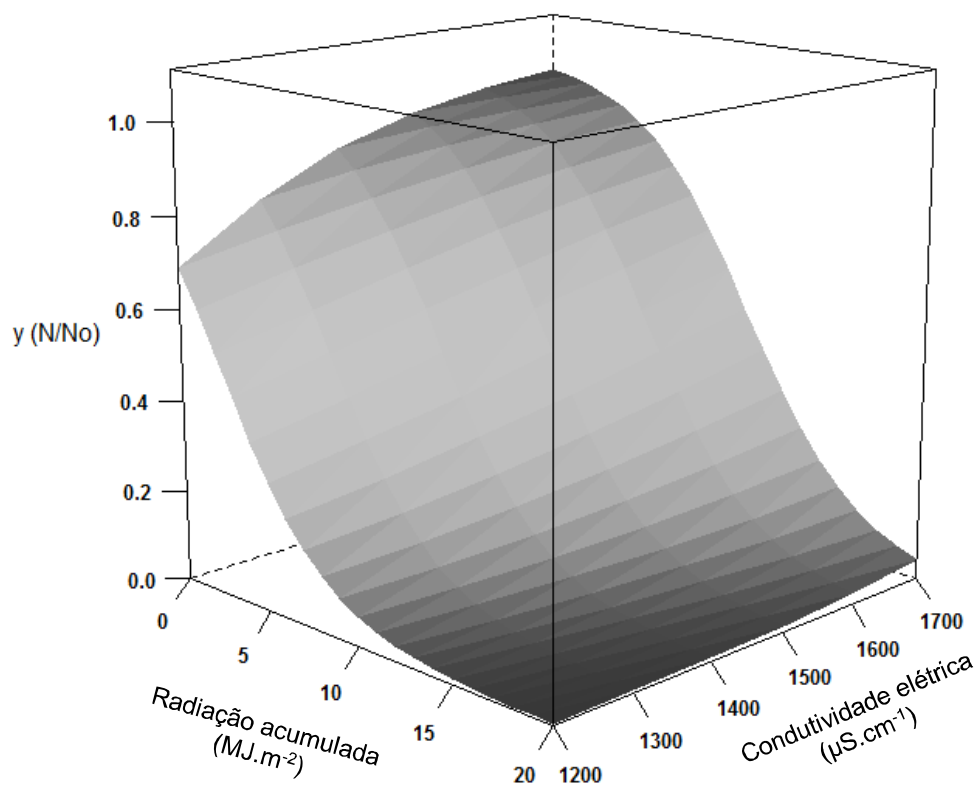


Figura 40. Gráfico de superfície da população remanescente de *E. coli* após a radiação solar (MJ.m^{-2}) da água cinza para diferentes concentrações de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), conforme a equação sigmóide.

Fonte: Dados da autora (2017).

Através da análise de regressão múltipla foi possível determinar que as variáveis mais importantes no processo de desinfecção solar de águas cinza, foram: a radiação solar acumulada e condutividade elétrica.

Sánchez-Román et al. (2007) propuseram um modelo para estimar a população final de *E.coli*, a partir da população inicialmente presente na água residuária, da lâmina de água a ser tratada no reator solar e da quantidade de radiação. Após análise de regressão múltipla foi possível afirmar que as três características importantes na desinfecção solar foram: a concentração de *E.coli* inicial, a profundidade da lâmina de água no reator e a radiação solar. As características OD, SST, DQO e turbidez não foram estatisticamente, significativas para a sobrevivência de *E.coli*.

Queluz & Sánchez-Román (2014) avaliaram a eficiência da desinfecção solar de águas residuárias domésticas para reúso na agricultura por meio de reatores solares de concreto, com diferentes colorações, e após regressão múltipla concluíram não haver diferença estatística entre as colorações dos reatores e a eficiência na remoção de *E.coli*. Os dados foram agrupados e analisados conjuntamente utilizando uma função linear simples e adotando como variável resposta a redução logarítmica da população de *E.coli*. Para os autores as variáveis mais importantes na desinfecção solar foram a componente UV-A da radiação solar global e a concentração de SST.

Alguns motivos podem justificar a diferença entre os modelos desenvolvidos por Sánchez-Román et al. (2007) e Queluz & Sánchez-Román (2014) comparados à esse experimento. Em ambos os trabalhos, a desinfecção solar foi realizada com água residuárias doméstica e neste experimento foi realizada com água cinza.

No experimento de Sánchez-Román et al. (2007) o nível populacional de coliformes totais e *E.coli*, assim como os valores de SST, turbidez e OD estiveram próximos aos valores obtidos neste estudo. Já no experimento de Queluz & Sánchez-Román (2014b), o nível populacional de *E.coli*, também, se manteve próximo aos valores deste estudo, no entanto as concentrações de SST estiveram bem elevadas, o que poderia justificar a influência dos SST na desinfecção solar. Em ambos os estudos, assim como neste experimento, a radiação apresentou-se com uma das variáveis mais significativas no processo de desinfecção solar, entretanto em nenhum destes estudos foi monitorado a condutividade elétrica, característica que revelou influenciar significativamente no processo de desinfecção solar nesta pesquisa.

Verificou-se que o valor da condutividade elétrica difere das concentrações encontradas na literatura, mostrando que é possível encontrar concentrações maiores para efluente de águas cinza tratada, devido às condições semiáridas tais como a presença da salinidade, precipitação baixa e evapotranspiração elevada (Lopes, 2012).

Os estudos desenvolvidos por Feitosa et al. (2011) e Lopes (2012), avaliaram a desinfecção solar de águas cinza em regiões do semiárido. Os valores de condutividade elétrica das águas cinza bruta, para ambos os estudos, estiveram próximos dos valores verificados nesta pesquisa. Para Feitosa et al. (2011), a condutividade elétrica média foi de $1,7 \text{ dS m}^{-1} \pm 0,065$, e Lopes (2012) observou variações da ordem de 1,64 a $1,83 \text{ dS m}^{-1}$,

Portanto, a condutividade em concentrações elevadas, como é o caso do semiárido, deve ser incluída num monitoramento, quando se pretende tratar águas cinza por meio da desinfecção solar.

Já era de se esperar que a radiação acumulada constituísse a variável mais importante no processo de desinfecção solar, resultado corroborado nos estudos de Sánchez-Román et al. (2007) e Queluz & Sánchez-Román (2014), no entanto neste estudo a variável condutividade elétrica assumiu maior significância do que a temperatura no processo de desinfecção, provavelmente por que o efeito sinérgico da temperatura e radiação só ocorra a partir de temperaturas de 45 °C, as quais não foram observadas neste estudo.

5 CONCLUSÕES

A eficiência média obtida para o reator solar foi de 91,75 % para coliformes totais, o equivalente a 1,08 unidades logarítmicas e, 98,67 % para *E. coli*, com remoção de 1,87 unidades logarítmicas, para oito horas de exposição solar. Apesar da expressiva redução, não foi possível obter um efluente com nível populacional médio de 1000 NMP.100mL⁻¹ para *E.coli*, portanto apenas o reúso restrito é admissível. Em relação às análises de ovos de helmintos, cabe salientar que não foram observados ovos em nenhuma das amostras de águas cinza bruta como, também, nas amostras de águas cinza tratada.

As águas cinza mesmo que tratadas apresentaram valores de turbidez e cor aparente maiores que os limites recomendados na literatura, prejudicando o processo de desinfecção solar. Portanto se faz necessário a adoção de uma etapa prévia para remoção de cor e turbidez.

Não foi observado efeito sinérgico entre radiação ultravioleta e temperatura (calor), o que provavelmente reduziu a eficiência do processo de desinfecção solar. A desinfecção, portanto, foi atribuída apenas ao efeito da radiação ultravioleta já que não foram obtidas temperaturas das amostras maiores que 45°C em nenhum dos ensaios realizados, havendo a necessidade que, em estudos posteriores seja acrescentado um dispositivo de incremento de temperatura.

Em relação aos níveis populacionais de *E.coli* em função dos meses de coleta, a possibilidade do reúso irrestrito foi verificada para os meses de agosto (800 NMP.100mL⁻¹), outubro (840 NMP.100mL⁻¹), novembro (1000 NMP.100mL⁻¹) e dezembro (510 NMP.100mL⁻¹) após 8 horas de exposição solar. Para os demais meses, uma combinação de medidas para pós-tratamento de águas cinza deve ser realizada, ou o prolongamento do tempo de exposição solar, a fim de tornar o reúso irrestrito possível. Este resultado permite inferir que a eficiência da desinfecção solar não deve ser associada apenas aos meses do ano com maior incidência de radiação solar, mas também às características das águas cinza, que oscilaram ao longo dos meses em estudo.

A análise de agrupamento hierárquico resultou em uma classificação coerente das amostras, demonstrando que o agrupamento ocorreu em função da sazonalidade, e do tempo de exposição solar à que as amostras foram submetidas. Identificaram-se quatro grupos distintos de qualidade, que diferiram quanto aos valores das características climáticas, físico-químicas e microbiológicas.

Através da análise de regressão múltipla foi possível determinar que as variáveis mais importantes no processo de desinfecção solar, foram, a radiação solar acumulada e condutividade elétrica.

Para as condições de realização deste trabalho a população remanescente de *E.coli* em águas cinza após exposição à radiação solar pode ser calculada pela equação:

$$y = \frac{N}{N_0} = \frac{\exp((-6,543 - (0,347.Rga) + (0,006.Cond)))}{(1 + \exp((-6,543 - (0,347.Rga) + (0,006.Cond))))} \quad (17)$$

Em que:

N - população remanescente de *E. coli* após exposição da água cinza à radiação solar (NMP 100mL⁻¹);

N₀ - população inicial de *E. coli* presente na água cinza antes da desinfecção solar (NMP 100mL⁻¹)

Rga - radiação acumulada (MJ.m⁻²);

Cond - condutividade elétrica da água cinza (μS.cm⁻¹).

REFERÊNCIAS

- ACRA, A. et al. **Solar disinfection of drinking water and oral rehydration solution - Guidelines for households application in developing countries**. Department of Environmental Health. Beirut. American University of Beirut. 1984. Disponível em: <<http://almashriq.hiof.no/lebanon/600/610/614/solar-water/unesco/>> Acesso em 28.nov.2015.
- AHAMMED, M, M. et al. Effect of water quality parameters on solar water disinfection: a statistical experiment design approach. **Desalination and Water Treatment**, v. 56, n. 2, p. 315-326, 2015.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. 1 ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 227p.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, p. 711-728, 2013.
- ALVES, A. F. **Desenvolvimento de um sistema de posicionamento automático para painéis fotovoltaicos**. Botucatu: FCA-UNESP. 2008. 152f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho.
- ALVES, T.R. **Eficiência de um sistema de desinfecção solar de águas residuárias domésticas com adição de diferentes doses de peróxido de hidrogênio**. Botucatu:UNESP. 2015. 63 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu.
- AMARAL, L. A. et al. Uso da radiação solar na desinfecção da água de poços rasos. **Arquivo do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 73, n. 1, p. 45-50, 2006.
- APELLA, M.C; ARAUJO, P.Z. Microbiología de agua. Conceptos básicos. In: **Posibilidades para la provisión de agua segura usando nuevas tecnologías**. Puerto Iguazú, Misiones, Argentina, 2005. p.33-50. Disponível em: <<http://www.psa.es/es/projects/solarsafewater/curso.php>>. Acesso em 21 ago.2015
- ARBAGE, M. A. et al. Avaliação econômica de tecnologias sociais aplicadas à promoção de saúde: abastecimento de água por sistema SODIS em comunidades ribeirinhas da Amazônia. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 7, n. 18, p. 2119-2127, 2013.
- AYRES, R; MARA, D. **Analysis of wastewater for use in agriculture**. A laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques. Geneva: WHO, 1996. 31p.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Traduzida por GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F.; DAMACENO, F. A. V. Campina Grande: UFPB, 1999. 153 p. (Estudos FAO 29, 1999).
- BAKKE, H. et al. Estatística multivariada: aplicação da análise fatorial na engenharia de produção. **Revista Gestão Industrial**, v. 4, n. 4, p. 1-14, 2008.

BASTOS, R. K. X et al. (coordenador). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES-PROSAB, 267p, 2003.

BAZZARELLA, B.B., GONÇALVES, R.F., Tratamento de água cinza em processos (anaeróbio + aeróbio) de alta taxa visando o reúso predial. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30., 2006. Punta del Este. **Anais eletrônicos**.....Punta del Este: AIDIS, 2006.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações**. Vitória:UFES, 2005. 165f .Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) . Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

BECK, S.E. et al. Disinfection methods for treating low TOC, light graywater to California title 22 water reuse standards. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, n. 9, p. 1137-1145, 2013.

BENAMI, M. et al. Potential microbial hazards from graywater reuse and associated matrices: A review. **Water Research**, v. 106, p. 183-195, 2016.

BERNEY, M. et al. THOMAS. Flow-cytometric study of vital cellular functions in Escherichia Coli during solar disinfection (SODIS). **Microbiology**, v. 152, n. 6, p. 1719-1729, 2006a.

BERNEY, M. et al. Efficacy of solar disinfection of Escherichia Coli, Shigella flexneri, Salmonella Typhimurium and Vibrio cholerae. **Journal of Applied Microbiology**, v. 101, n. 4, p. 828-836, 2006b.

BERTOSSI, A.P.A. et al. Seleção e agrupamento de indicadores da qualidade de águas utilizando Estatística Multivariada. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 5, p. 2025-2036, 2013.

BILOTTA, P. **Inativação de indicadores patogênicos em sistemas combinados de tratamento e pré-desinfecção de esgoto sanitário**. São Carlos: EESC-USP. 2006. 151f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

BIXIO, D., WINTGENS, T. Water reuse system management manual. **Aquarec. European Commission**, v. 92, n. 79, 680p, 2006.

BODDU, V.M. et al. Gray water recycle: Effect of pretreatment technologies on low pressure reverse osmosis treatment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, n. 4, p. 4435-4443, 2016.

BOLTON, J. R. Calculation of ultraviolet fluence rate distributions in an annular reactor: significance of refraction and reflection. **Water Research**, v. 34, n. 13, p. 3315-3324, 2000.

BOLTON, J.R.; COTTON, C.A. **The Ultraviolet Disinfection Handbook**. American Water Works Association, 2011. 149p

BOSSHARD, F. et al. Solar disinfection (SODIS) and subsequent dark storage of *Salmonella typhimurium* and *Shigella flexneri* monitored by flow cytometry. **Microbiology**, v. 155, n. 4, p. 1310-1317, 2009.

BOSSHARD, F. et al. The respiratory chain is the cell's Achilles' heel during UVA inactivation in *Escherichia Coli*. **Microbiology**, v. 156, n. 7, p. 2006-2015, 2010.

BOTTO, M. P. et al. Efeito da oxigenação por agitação manual da água na eficiência de inativação de coliformes termotolerantes utilizando luz solar para desinfecção em batelada. **Engenharia Sanitária Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 347-352, 2009.

BOTTO, M. P., MOTA, F. S. B. Avaliação da eficiência de inativação de coliformes termotolerantes no processo em batelada de desinfecção solar, SODIS, sobre diferentes superfícies de exposição. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 13., 2008. Belém. **Anais eletrônicos**.... Belém: SILUBESA, 2008.

BOTTO, M.P. **Avaliação do processo de desinfecção solar (SODIS) e de sua viabilidade social no Estado do Ceará**. Fortaleza: UFC. 2006. 196 f. Mestrado (Dissertação em Engenharia hidráulica e ambiental) - Universidade Federal do Ceará, 2006.

BOYJOO, Y. et al. A review of greywater characteristics and treatment processes **Water Science and Technology**, v. 67, n. 7, p. 1403-1424, 2013.

BOYLE, M. et al. Bactericidal effect of solar water disinfection under real sunlight conditions. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 74, n. 10, p. 2997-3001, 2008.

BRANDÃO, C.C.S. et al. Avaliação da Desinfecção Solar na Região Centro-Oeste do Brasil Usando Diferentes Organismos Indicadores de Contaminação. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27., 2000. Porto Alegre. **Anais eletrônicos**.... Porto Alegre: AIDIS, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília, 2011.

BRAUN, A. M. et al. **Radiométrie et actinométrie**. Presses Polytechniques Romandes, 542p, 1986.

BRITO, N. N; SILVA, V. B.M. Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 3, n. 1, 2012.

BUFON, A. G. M; LANDIM, P. M. B. Análise da qualidade da água por metodologia estatística multivariada na represa velha (CEPTA/IBAMA/Pirassununga/SP). **Holos Environment**, v. 7, n. 1, p. 42-59, 2008.

BUKHARI, Z. et al. Using ultraviolet light for disinfection of finished water. **Water Science and Technology**, London, v. 50, n. 1, p. 173 -178, 2004.

BURNAT, J., & MAHMAD, N. Evaluation of on-site gray wastewater treatment plants performance in Bilien and Biet-Diko Villages/Palestine. In: **Bridging the Gap Conference**. 2004.

CABANELLAS, C. F. G. **Avaliação do sistema de tratamento de esgoto doméstico pelo processo de escoamento superficial, pós UASB, da remoção de N e P e da desinfecção via SODIS**. Viçosa:UFV. 2013. 187f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade de Viçosa, MG.

CANTERI, M. G. et al. Sistema para análise e separação de médias em experimentos agrícolas pelos métodos Scott-Knott, Tukey e Duncan. **Revista Brasileira de Agrocomputação**, v. 1, n. 2, p. 18-24, 2001.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. **Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems**. Journal of Cleaner Production, v. 15, n. 16, p. 1529-1534, 2007.

CARVAJAL, R.A.R. **Desinfecção solar da água: avaliação da técnica “SODIS” aplicada a águas de chuva, poço e manancial superficial, nas condições climáticas de verão na região de Porto Alegre, RS**. Porto Alegre: UFRS, 2015. 100f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas.

CASLAKE, L. F. et al. Disinfection of contaminated water by using solar irradiation. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 70, n. 2, p. 1145-1151, 2004

CAVALCANTE, F.L. **Avaliação da eficiência de filtros anaeróbios na remoção de coliformes fecais e ovos de helmintos**. Natal: UFRN. 2007. 91f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental; Meio Ambiente; Recursos Hídricos e Hidráulica) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

CEARÁ (2002). **Resolução COEMA nº 02, de 02 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as portarias SEMACE nº154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002.

CHANAKYA, H.N. KHUNTIA, H. K. Treatment of gray water using anaerobic biofilms created on synthetic and natural fibers. **Process Safety and Environmental Protection**, Oxford, v 92, n. 2, p. 186-192, 2014.

CHERNICHARO, C. A. L et al. (coordenador) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: ABES-PROSAB, 2001, 118p.

CIESZYNSKA, Monika et al. Application of physicochemical data for water-quality assessment of watercourses in the Gdansk Municipality (South Baltic coast). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 4, p. 2017-2029, 2012.

COHIM, E.; KIPERSTOK, A. Uso de água cinza para fins não potáveis: um critério racional para definição da qualidade. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24.,2007.Belo Horizonte. **Anais eletrônico....**Belo Horizonte :ABES, p. 164, 2007. Disponível em:

<http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:Y9VI74jdrUJ:teclim.ufba.br/site/material_online/publicacoes/pub_art50.pdf+&cd=1&hl=ptBR&ct=clnk&gl=br>. Acesso em: 12 nov. 2015

DA SILVA SIQUEIRA, M. S. et al. Viabilidade da utilização da Moringa Olífera como método alternativo de tratamento de água no semiárido nordestino. **Revista Scire**, v. 8, n. 2, p. 1-8, 2015. Disponível em: <http://www.revistascire.com.br/artigo/2015/AGOSTO/ViabilidadeUtilizacaoAguaSemiariado_Maria_Susi_Siqueira.pdf>. Acesso em: 15 agosto 2016.

DA SILVA, E.M.A.M. Uso da solarização na redução de microrganismos patogênicos no efluente doméstico. 2007. 47f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade de Taubaté, Programa de Pós graduação em Ciências Ambientais, 2007.

DANIEL, L. A. et al. (coordenador). Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária- ABES. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro. 2001. 155 p.

DANNENHAUER, C.E. **Desenvolvimento de um Aplicativo Computacional para Microbiologia Preditiva**. Florianópolis: UFSC. 2010. 73f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

DEJUNG, S. et al. Effect of solar water disinfection (SODIS) on model microorganisms under improved and field SODIS conditions. **Journal of Water Supply: Research & Technology- AQUA**, v. 56, n. 4, p. 245-256, 2007.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. v. 2. São Carlos: Rima, 2005.

DIAS, G.M.F. **Avaliação quantitativa de risco microbiológico como subsídio para a formulação de diretrizes de qualidade microbiológica de águas residuárias para irrigação de forrageiras: estudo da sanidade animal**. Viçosa: UFV. 2012. 274f. Tese (Doutorado em Medicina Veterinária) - Universidade Federal de Viçosa.

EAWAG/SANDEC. **Key factors of SODIS application** - How do I use SODIS? 2002. Disponível em: <<http://www.sodis.ch/Text2002/T-Howdoesitwork.htm>>. Acesso em : 21 set. 2016

EMBRAPA .Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

EMILIANO, P.C. **Critérios de informação: como eles se comportam em diferentes modelos**. Lavras: UFLA. 2013. 193f. Tese (Doutorado Em Estatística Experimental e Agropecuária). Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais.

ENCINAS, J; IRIARTE, M. Evaluación de la eficiencia del método SODIS en la inactivación de coliformes termo-tolerantes en tres regiones de Bolivia (valle, trópico y altiplano). **Facultad de Ciencias y Tecnología. Serie de Publicaciones Técnicas**, v. 1, n. 5, p. 21-24, 2003.

- ERIKSSON, E. et al. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**, v. 4, n. 1, p. 85-104, 2002.
- ERIKSSON, E. et al. Greywater pollution variability and loadings. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 661-669, 2009.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª. edição, Rio de Janeiro. Interciência, 2011.
- FEACHEM, R. G. et al. Health aspects of excreta and sullage management; state-of-the-art review. In: **Appropriate Technology for Water Supply and Sanitation**. Vol 3. World Bank, 318p. 1980.
- FEITOSA, A. P. et al. Avaliação do desempenho de sistema para tratamento e aproveitamento de água cinza em áreas rurais do semiárido brasileiro. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 3, p. 196-206, 2011.
- FÉLIX, L.F. **Desinfecção solar de água para comunidades de baixa renda**. 2010. 94f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, RN, 2010. UFRN.
- FENNER, R; KOMVUSCHARA, K. A new kinetic model for ultraviolet disinfection of greywater. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 6, p. 850-864, 2005.
- FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.
- FISHER, M. B. et al. Speeding up solar disinfection (SODIS): effect of hydrogen peroxide, temperature, pH and copper plus ascorbate on the photoinactivation of E. coli. **Journal of Water And Health**, v. 6, n. 1, p. 35-51, 2008.
- FONTÁN-SAINZ, M. et al. Evaluation of the solar water disinfection process (SODIS) against *Cryptosporidium parvum* using a 25-L static solar reactor fitted with a compound parabolic collector (CPC). **The American Journal Of Tropical Medicine And Hygiene**, v. 86, n. 2, p. 223-228, 2012.
- FOUNTOULAKIS, M. S. et al. Single house on-site grey water treatment using a submerged membrane bioreactor for toilet flushing. **Science of the Total Environment**, v. 551, p. 706-711, 2016.
- FRANÇA, M.S. **Análise Estatística Multivariada dos Dados de Monitoramento de Qualidade de Água da Bacia do Alto Iguaçu: uma ferramenta para a gestão de recursos hídricos Curitiba-PR**. Curitiba: UFPR. 2009. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- FREITAS, L. et al. Análises multivariadas de atributos físicos em Latossolo Vermelho submetidos a diferentes ambientes. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 126-139, 2012.

FRIEDLER, E. Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. **Environmental Technology**, v. 25, n. 9, p. 997-1008, 2004.

GAMBLE, A; BABBAR-SEBENS, M. On the use of multivariate statistical methods for combining in-stream monitoring data and spatial analysis to characterize water quality conditions in the White River Basin, Indiana, USA. **Environmental Monitoring And Assessment**, v. 184, n. 2, p. 845-875, 2012.

GEERAERD, A. H. et al. GInaFiT, a freeware tool to assess non-loglinear microbial survivor curves. **International Journal of Food Microbiology**, v. 102, n. 1, p. 95-105, 2005.

GEHRA, R. et al. Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater. **Water Research**, v.37, n.19, p.4573–4586, 2003.

GHAITIDAK, D. M.; YADAV, K.D. Characteristics and treatment of greywater-A review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 5, p. 2795-2809, 2013.

GIANNAKIS, S. et al. The antagonistic and synergistic effects of temperature during solar disinfection of synthetic secondary effluent. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 280, p. 14-26, 2014a.

GIANNAKIS, S. et al. Elucidating bacterial regrowth: Effect of disinfection conditions in dark storage of solar treated secondary effluent. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 290, p. 43-53, 2014b.

GIANNAKIS, S. et al. Solar disinfection modeling and post-irradiation response of Escherichia coli in wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 281, p. 588-598, 2015.

GIL, M. et al. On the use of the Gompertz model to predict microbial thermal inactivation under isothermal and non-isothermal conditions. **Food Engineering Reviews**, v. 3, p. 17-25, 2011.

GILBOA, Y., FRIEDLER, E. UV disinfection of RBC-treated light greywater effluent: Kinetics, survival and regrowth of selected microorganisms. **Water research**, v. 42, n. 4, p. 1043-1050, 2008.

GOMES, V.S.P.S. **Análise estatística multivariada aplicada a dados hidrogeológicos**. Campo Grande, Lisboa: UFCL. 2013. 129f. Dissertação (Mestrado em Estatística). Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências.

GÓMEZ-COUSO, H. et al. Effect of the radiation intensity, water turbidity and exposure time on the survival of Cryptosporidium during simulated solar disinfection of drinking water. **Acta Tropica**, v. 112, n. 1, p. 43-48, 2009a.

GÓMEZ-COUSO, H. et al. Efficacy of the solar water disinfection method in turbid waters experimentally contaminated with Cryptosporidium parvum oocysts under real field conditions. **Tropical Medicine & International Health**, v. 14, n. 6, p. 620-627, 2009b.

GONÇALVES, R. et al. Gerenciamento de Águas Cinza. In: **Uso Racional de Água em Edificações**. PROSAB Edital 5. Cap.4, p.153-209, 2006.

GONÇALVES, R.F et al. (coordenador). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro : ABES-PROSAB, 2003, 438 p.

GROSS, A. et al. Environmental impact and health risks associated with greywater irrigation: a case study. **Water Science & Technology**, v. 52, n. 8, p. 161-169, 2005.

GROSS, A. et al. Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW) -a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. **Chemosphere**, v. 66, n. 5, p. 916-923, 2007.

GUEDES, H.A.S et al. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba. MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 16. n. 5. p. 558-563. 2012.

HAIR, J. F. et al. **Análise Multivariada de Dados**. 6ª Edição. Bookman, 2009.

HALALSHEH, M. et al. Grey water characteristics and treatment options for rural areas in Jordan. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 14, p. 6635-6641, 2008.

HEASELGRAVE, W. et al. Solar disinfection of poliovirus and Acanthamoeba polyphaga cysts in water—a laboratory study using simulated sunlight. **Letters In Applied Microbiology**, v. 43, n. 2, p. 125-130, 2006.

HEASELGRAVE, W., KILVINGTON, S. The efficacy of simulated solar disinfection (SODIS) against Ascaris, Giardia, Acanthamoeba, Naegleria, Entamoeba and Cryptosporidium. **Acta tropica**, v. 119, n. 2, p. 138-143, 2011.

HERRERA, A. G., **Desinfección Solar Del Agua**. IMTA – Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Mexico, 2003.

HIJNEN, W. A. M. et al. Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo) cysts in water: a review. **Water research**, v. 40, n. 1, p. 3-22, 2006.

HINDIYEH, M. et al. Investigating the efficiency of solar energy system for drinking water disinfection. **Desalination**, v. 259, n.1, p 208–215, 2010.

HIRTLE, L.E. **Exploring Pretreatments for the Solar Water Disinfection (SODIS) Process**. 2008.168 f Masters Thesis. Department of Civil Engineering, University of Waterloo, Ontario, Canada, 2008.

HOPKINS, W.G. **A new view of statistics**. Internet Society for SportScience. Disponível em: <<http://www.sportsci.org/resource/stats/>> Acesso em: 23 Jan. 2008.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa nacional de saneamento básico 2008. Rio de Janeiro, 2010. 219p.

IDEMA – Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. Perfil Do Seu Município: Upanema., RN, 2008. 32p. Disponível em: <<http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/idema/DOC/DOC000000000013802.PDF>>. Acesso em 21 ago 2015.

(INMET) Instituto Nacional de Meteorologia .Disponível em: ≤ <http://www.inmet.gov.br/portal/>> . Acesso em: 01 mar 2017.

İŞÇEN, C.F .et al. Evaluation of surface water quality characteristics by using multivariate statistical techniques: A case study of the Euphrates river basin, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**. v. 151, n. 1, p. 259-264, 2009.

JAVARA, M.A.G. **Desinfecção da água utilizando aquecimento solar**. Botucatu: UNESP. 2005. 68 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia / Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

JEFFERSON, B. et al. Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. **Water Science & Technology**, v. 50, n. 2, p. 157-164, 2004.

JENNIFER, T. D. et al. Synergistic effect of heat and solar UV on DNA damage and water disinfection of E. coli and bacteriophage MS2. **Journal of Water Health**, v.10, pp. 605–618, 2012.

JENSSEN, P. D . et al. An urban ecological sanitation pilot study in humid tropical climate. In: **Proceedings of the 3rd international conference on ecological sanitation**. p. 23-26. 2005 Disponível em: <http://conference2005.ecosan.org/papers/jenssen_et_al.pdf>. Acesso em: 20 jan 2015.

JIMENEZ, B. Potenciales y limitaciones del reúso de agua y de lodos. In: **Uso e Reúso de Águas de Qualidade Inferior: Realidades e Perspectivas**. Palestras. Campina Grande, PB, 2005.p.1-23.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 1050p.

KAISER, H.F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational And Psychological Measurement**. Thousand Oaks, vol. 20, p. 141-151.1960.

KALISVAART, B. F. Re-use of Wastewater: Preventing the recovery of pathogens by using medium-pressure UV lamp technology. **Water Science and Technology**, London, v. 50, n. 6, p.337-344. 2004.

KEELY, S. P. et al. Characterization of the relative importance of human-and infrastructure-associated bacteria in grey water: a case study. **Journal of applied microbiology**, v. 119, n. 1, p. 289-301, 2015.

KEHOE, S. C. et al. Effect of agitation, turbidity, aluminium foil reflectors and container volume on the inactivation efficiency of batch-process solar disinfectors. **Water Research**, v. 35, n. 4, p. 1061-1065, 2001.

KOLLU, K. **Investigation of Factors that Limit Efficacy of Ultraviolet Disinfection in Water and Wastewater Treatment**. 2014. 219 f. Doctoral dissertation (Doctor of Philosophy in Environmental Engineering). Carleton University Ottawa, 2014.

KOWALSKI, W. J. **Design and optimization of UVGI air disinfection systems**. 2001. (Doctoral dissertation, Architectural Engineering). University Park, Pa.: Pennsylvania State University, 2001.

KUMMER, L. et al. Uso da análise de componentes principais para agrupamento de amostras de solos com base na granulometria e em características químicas e mineralógicas. **Scientia Agraria**, v. 11, n. 6, p. 469-480, 2010.

LANDIM, P.M.B. **Análise estatística de dados geológicos multivariados**. Oficina de Textos, 2011.

LEAL, L. et al. Characterization and biological treatment of greywater. **Water Science & Technology**, v. 56, n. 5, p. 193-200, 2007.

LEAL, L. et al. Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. **Desalination**, v. 270, n. 1, p. 111-115, 2011.

LI, F. et al. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 407, n. 11, p. 3439-3449, 2009.

LI, Z. et al. Greywater treatment by constructed wetlands in combination with TiO₂-based photocatalytic oxidation for suburban and rural areas without sewer system. **Water Science & Technology**, v. 48, n. 11, p. 101-106, 2004.

LI, Z. et al. High quality greywater recycling with biological treatment and 2-step membrane filtration. **2nd international symposium on ecological sanitation**. p. 555-557, 2003.

LO MONACO, P. A. V. et al. Desempenho de filtros constituídos por fibras de coco no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, v. 17, n. 6, p. 473-480, 2009.

LOBO, C. G. et al. Avaliação da desinfecção de água por reator utilizando radiação ultravioleta. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 3, n. 1, p. 21-36, 2009.

LOCAS, A. et al. Evaluation of photoreactivation of Escherichia Coli and enterococci after UV disinfection of municipal wastewater. **Canadian Journal of Microbiology**, v. 54, n. 11, p. 971-975, 2008.

LOPES, H.S.S. **Tecnologias limpas aplicadas ao tratamento de águas residuárias domésticas para reúso no semiárido**. Mossoró: UFERSA. 2012. 105 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró.

MACÊDO, C.F. **Construção e avaliação de coletor de baixo custo em Palmas - TO**. Palmas: UFT. 2015. 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Tocantins, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Palmas.

- MADIGAN, T.M. et al. **Microbiologia de Brock**. 10^a ed. São Paulo: Prentice Hall, 2004.
- MAFART, P. et al. On calculating sterility in thermal preservation methods: application of the Weibull frequency distribution model, **International Journal of Food Microbiology**, v.72, p.107-113, 2002.
- MAGYARA, N. et al. Application of multivariate statistical methods in determining spatial changes in water quality in the Austrian part of Neusiedler See. **Ecological Engineering**, v. 55, p. 82-92, 2013.
- MAIMON, A. et al. Parameters affecting greywater quality and its safety for reuse. **Science of the Total Environment**, v. 487, p. 20-25, 2014.
- MALATO, S. et al. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: The pilot plants of the Plataforma Solar de Almeria. **Materials Science in Semiconductor Processing**, v. 42, p. 15-23, 2016.
- MALATO, S. et al. Decontamination and disinfection of water by solar photocatalysis: recent overview and trends. **Catalysis Today**, v. 147, n. 1, p. 1-59, 2009.
- MANLY, J.F.B. **Métodos estatísticos multivariados: uma introdução**. Bookman, 2008.
- MÁRQUEZ-BRAVO, L.G. Desinfección solar. **Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Mor. México**, 1998
- MARTIN, N.; GEHR, R. Reduction of photoreactivation with the combined UV/peracetic acid process or by delayed exposure to visible light. **Water Environment Research**, v. 79, n. 9, p. 991-999, 2007.
- MARTÍN-DOMÍNGUEZ, A. et al. Efficiency in the disinfection of water for human consumption in rural communities using solar radiation. **Solar Energy**, v. 78, n. 1, p. 31-40, 2005.
- MARTINS, R. **Desinfecção de águas residuais domésticas por radiação ultravioleta**. 2006. 50 f. In: Concurso de provas públicas para provimento de uma vaga de Prof. Coordenador do quadro do Instituto Superior de Engenharia do Instituto Politécnico do Porto, na área científica de Engenharia Química, no grupo de disciplinas de ciências de Engenharia. ISEP-IPP. 2006
- MARUGÁN, J. et al.. Analogies and differences between photocatalytic oxidation of chemicals and photocatalytic inactivation of microorganisms. **Water research**, v. 44, n. 3, p. 789-796, 2010.
- MAY, S. **Caracterização, tratamento e reúso de águas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. São Paulo: Poli-USP. 2008. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica de Universidade de São Paulo, São Paulo-SP.
- MCGUIGAN, K. G. et al. Solar water disinfection (SODIS): A review from bench-top to roof-top. **Journal of Hazardous Materials**, v. 235, p. 29-46, 2012.

MEITING, G. U. O. et al. Growth and repair potential of three species of bacteria in reclaimed wastewater after UV disinfection. **Biomedical and Environmental Sciences**, v. 24, n. 4, p. 400-407, 2011.

METCALF, L.; EDDY, H.; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse. 4rd.ed. New York: McGraw-Hill, 2004. 1819p.

MINGOTI, S. A. **Análise de dados através de métodos de estatísticas multivariadas: uma abordagem aplicada**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

MONCAYO-LASSO, A. et al.. Simultaneous E. coli Inactivation and NOM oxidation in river water via photo- Fenton process at natural pH in solar CPC reactor: A new way for enhancing solar disinfection of natural water. **Chemosphere**, v. 77, n. 2, p.296-300, 2009.

MONTEIRO, P. C. G. **Viabilidade do uso da radiação solar na desinfecção da água**. Brasília: UNB. 2005.19 f.Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil,. Brasília (DF).

MORGADO, W.F.F. **Desinfecção de águas naturais por radiação solar utilizando os bioindicadores: *Escherichia Coli* e *Clostridium perfringens***. Goiânia: UFG.2008. 59 f. Dissertação (Mestrado em Engenharias) - Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós-Graduação Strictu Sensu em Engenharia do Meio Ambiente Goiânia.

NAKAYAMA, F. S .et al. Maintenance. In: Lamm, F. R.; Ayars, J. E.; Nakayama, F. S. (Eds.). **Microirrigation for crop production: Design, Operation, and Management**. Amsterdam: Elsevier, 2006, cap. 11, p. 389 - 430.

NALWANGA, R. et al. Evaluation of solar disinfection of E. coli under Sub-Saharan field conditions using a 25L borosilicate glass batch reactor fitted with a compound parabolic collector. **Solar Energy**, v. 100, p. 195-202, 2014.

NAVNTOFT, C. et al. Effectiveness of solar disinfection using batch reactors with non-imaging aluminium reflectors under real conditions: natural well-water and solar light. **Journal of Photochemistry and Photobiology**, v.93, n.3,p.155-161, 2008.

NOGUEIRA, F. E. Modelos de regressão multivariada . 2007. 89f. Dissertação (Mestrado em Estatística) – Instituto de Matemática e Estatística, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/45/45133/tde-25062007-163150/es.php>> Acesso em: 17 Jan. 2017.

OATES, P.M. et al.Solar disinfection (SODIS): simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti. **Water Research**, v. 37, n. 1, p. 47-54, 2003.

OLSEN, R.L. et al. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis–literature review and Illinois River watershed case study. **Water research**, v. 46, n. 9, p. 3110-3122, 2012.

OKUNO, E.;VILELA, M. A. C. Radiação ultravioleta: características e efeitos.Temas Atuais de Física. 1ª ed. – São Paulo: Editora Livraria da Física: Sociedade Brasileira de Física, 2005.

OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey- the new colors of sanitation. **Water**. 37-41p. 2001.

OTTOSON, J; STENSTROM, T. A. Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. **Water Research**. Oxford, v. 37, n. 3, p.645-655, 2003.

OTTOSSON, J. **Hygiene aspects of greywater and greywater reuse**. Licentiate thesis, Department of Land and Water Resources Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden, 2003.

OVALLES, F.A.; COLLINS, M.E. Variability of northwest Florida soils by principal component of analysis. **Soil Science Society of American Journal**, v.52, p.1430-1435, 1988.

PÁDUA, V.L (Coord). **Remoção de Microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro:ABES, 2009. 392 f..

PALÁCIO, H.A et al. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 395-402, 2011.

PALACIO, H. A. Q. et al. Similaridade da qualidade das águas superficiais da bacia do Curu, Ceará. **Cienc. Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 9, p. 2494-2500, 2009.

PANSONATO, N. **Tratamento e reúso integrado de água cinza utilizando wetlands construídos com plantas ornamentais e um sistema de desinfecção solar**. Campo Grande: UFMS. 2010. 86 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais / Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande.

PATERNIANI, J.E.S., DA SILVA, M.J.N. Desinfecção de efluentes com tratamento terciário utilizando energia solar (SODIS): avaliação do uso do dispositivo para concentração dos raios solares. **Engenharia. Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro. v. 10. n. 1,p. 09-13,Mar.2005 .

PAULO, P. et al.Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. **Water Science and Technology**. n. 8, v. 60, p. 2001–2007, 2009.

PEREIRA, E. B.,MARTINS, F. R.,ABREU, S. D.,& RÜTHER, R. **Atlas brasileiro de energia solar**. Sao Jose dos Campos: INPE, 2006.

PHILIPPI, L.S. et al. Reúso de águas cinza (greywater) e água de chuva em uma unidade residencial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23.,2005.Campo Grande. **Anais eletrônico....**Campo Grande:ABES, 2005.

QUELUZ, J. G. T. et al. Desinfecção solar: uma solução de baixo custo para o tratamento de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, v. 8, n. 3, p. 199-208, 2014.

QUELUZ, J. G. T; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Efficiency of domestic wastewater solar disinfection in reactors with different colors. **Water Utility Journal**, v. 7, n. 1, 35-44p, 2014.

QUELUZ, J.G.T Estimativa do tempo de exposição à radiação solar para desinfecção de águas residuárias domésticas. **Scientia Plena**, p. 1-6, 2015.

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, 2010. URL <http://www.R-project.org>.

REED, R. H. et al. Solar photo-oxidative disinfection of drinking water: preliminary field observations. **Letters in Applied Microbiology**, v. 30, n. 6, p. 432-436, 2000.

REID, M. K.; SPENCER, K. L. Use of principal components analysis (PCA) on estuarine sediment datasets: The effect of data pre-treatment. **Environmental Pollution**, v. 157, n. 8, p. 2275-2281, 2009.

RIBEIRO, K. **Estudo experimental e modelagem matemática de reator solar híbrido para degradação de fenol em solução aquosa pelo processo foto-Fenton**. São Paulo: Poli-USP. 2009. 185p. Doutorado (Engenharia Química). Universidade de São Paulo. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

RICE, E. W. et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2012. 1496p.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington, US Department of Agriculture, 1954. 160p. (USDA Agricultural Handbook, 60).

RIDDERSTOLPE, P. **Introduction to greywater management**. EcoSanRes Programme, 2004.

RINCÓN, A. G. et al. Desinfección de agua por fotocatalisis. Aspectos básicos. In: **Solar Safe Water. Tecnologías solares para la desinfección y descontaminación del agua**. Proyecto FP6-510603 DEL Sexto Programa Marco de la Unión Europea. Buenos Aires, Argentina, 2005. Disponível em: <http://www.psa.es/es/projects/solarsafewater/documents/libro/13_Capitulo_13.pdf> Acesso em 24. Ago. 2016.

RODDA, N. et al. Use of domestic greywater for small-scale irrigation of food crops: Effects on plants and soil. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 36, n. 14, p. 1051-1062, 2011.

RYER, A. D. **Light measurement handbook**. 2. edição. Newburyport: Technical Publications, 1997, 64p.

SAFAPOUR, N., METCALF, R.H. Enhancement of solar water pasteurization with reflectors. **Applied And Environmental Microbiology**, v. 65, n. 2, p. 859-861, 1999.

SÁNCHEZ-ROMAN, R. M. et al Domestic wastewater disinfection using solar radiation for agricultural reuse. **Transactions Of The Asabe**, v. 50, n. 1, p.65-71, 2007.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R.M. et al. Uso potencial da desinfecção solar de águas residuárias de origem doméstica no brasil. **Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas**, v. 2, n. 3, p. 283-294, 2008.

SANTOS, J.G. et al. Desinfecção solar da água: a influência da temperatura da água para segurança no tratamento domiciliar.. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CAPTAÇÃO E MANEJO DE ÁGUA DE CHUVA. 7., 2009. Caruaru. **Anais eletrônicos.....**Caruaru:ABCMAC. 2009.

SCHUCH AP.et al. Development of a DNA-dosimeter system for monitoring the effects of solar-ultraviolet radiation. **Photochemical & Photobiological Sciences**, v. 8, n. 1, p. 111-120, 2009.

SCHUCH, A.P. **Avaliação da ação genotóxica induzida pela radiação ultravioleta solar na molécula de DNA**. São Paulo: ICB-USP. 2009.150f. Tese.(Doutorado em Biotecnologia). Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo; São Paulo.

SHAMABADI, N. et al. The investigation and designing of an onsite grey water treatment systems at hazrat-e-masoumeh university, Qom, IRAN. **Energy Procedia**, v. 74, p. 1337-1346, 2015.

SICHEL, C., BLANCO, J., MALATO, S., FERNANDEZ-IBANEZ, P. Effects of experimental conditions on E. coli survival during solar photocatalytic water disinfection. **Journal of Photochemistry and photobiology A: Chemistry**, v. 189, n. 2, p. 239-246, 2007.

SILVA, H. et al. Dinâmica agropecuária e urbanização: uma análise multivariada para Minas Gerais, 1995-2000". In: Encontro Nacional de Economia.32.,2005.Natal:**Anais eletrônico....** Natal: Encontro Nacional de Economia. 2005.

SILVA, J. P. **Avaliação da qualidade da água superficial utilizada no sistema de abastecimento público do município de Belém (PA)**. Belém: UFPA. 2010.120f. Dissertação (Mestrado em engenharia Civil) Instituto de Tecnologia da Universidade Federal do Pará, Belém.

SILVA, M. B. et al. Tratamento da água armazenada em cisternas utilizando radiação solar. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, p. 199-214, 2013.

SIQUEIRA. Et al. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará – Brasil). **Acta Amazônica**. v.42(3), p. 413-422. 2012.

SOARES, A. M. E. et al. Perfil longitudinal de *Escherichia Coli* e ovos de helmintos em um sistema reator UASB/ lagoa de polimento com chicanas. In: CONGRESSO

INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23.,2005.Campo Grande. **Anais eletrônico...**Campo Grande:ABES, 2005.

SOBSEY, M. D. **Managing water in the home: accelerated health gains from improved water supply**. WHO/SDE/WSH/02.07.Geneva: World Health Organization, 2002.

SODIS. Sodis um resumo, **Nota Técnica #1**, 2003a. Disponível em:<<http://www.sodis.ch>>. Acesso em 8 de abril de 2014

SODIS. Condições climáticas: Radiação Solar, **Nota Técnica #5**, 2003b. Disponível em: <<http://www.sodis.ch>> Acesso em 8 de abril de 2014

SODIS. Efeitos da estação e do clima, **Nota Técnica #6**, 2003c. Disponível em: <<http://www.sodis.ch>> Acesso em 8 de abril de 2014

SODIS. Qualidade da água:turbidez e profundidade da água, **Nota Técnica #7**, 2003d. Disponível em: <<http://www.sodis.ch>> Acesso em 8 de abril de 2014

SODIS. Qualidade da água:Concentração de Oxigênio, **Nota Técnica #8**, 2003e. Disponível em: <<http://www.sodis.ch>>. Acesso em 8 de abril de 2014

SODIS. Eficiência do SODIS:o processo, **Nota Técnica #9**, 2003f. Disponível em: <<http://www.sodis.ch>>. Acesso em 8 de abril de 2014

SODIS. **Solar Water Disinfection .Research: Microbiology**. The Swiss Federal Institute, 2015. Disponível em: <http://www.sodis.ch/methode/forschung/mikrobio/index_EN#bacteria>. Acesso em: 26 de outubro de 2015.

SODIS. **Solar water disinfection: a guide for the application of SODIS**. Dübendorf: EAWAG/ SANDEC Regula Meierhofer, 2002, 88f. (SANDEC Report n°.06/02)

SOMMER, B. et al.SODIS- an emerging water treatment process. **Aqua (oxford)**, v. 46, n. 3, p. 127-137, 1997.

SOUSA, J. T. de. et al. Tratamento de águas residuárias: uma proposta para a sustentabilidade ambiental. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Cruz das Almas, n. 1, p.90-97, 2006.

SPUHLER, D. et al. The effect of Fe_2^+ , Fe_3^+ , H_2O_2 and the photo-feton reagent at near natural pH on the solar disinfection (SODIS) at low temperatures of water containing Escherichia Coli. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 96, n.1, p.126-141, 2010.

STATGRAPHICS. **Centurion XVI. User Manual**. by StatPoint Technologies, Inc, 297p 2010. Disponível em: <<http://www.statgraphics.net/wp-content/uploads/2015/03/Centurion-XVI-Manual-Principal.pdf>>. Acesso em: 25 jan. 2017.

TEMPLETON, M. R. et al. Inactivation of particle-associated viral surrogates by ultraviolet light. **Water research**, v. 39, n. 15, p. 3487-3500, 2005.

TINÔCO, J. D. **Desinfecção por radiação ultravioleta: estudo do desempenho do processo e avaliação econômica.** São Carlos: EESC-USP. 2011. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Carlos.

TORRES, D.M. **Dcaimento bacteriano em lagoas de estabilização no Nordeste brasileiro.** Natal: UFRN. 2011. 99 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental; Meio Ambiente; Recursos Hídricos e Hidráulica) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

TORRICO, A; FUENTES, I. Influencia de los parámetros físicos en la inactivación de coliformes termotolerantes por lá desinfección solar del agua y evaluación del potencial de sodis em Cochabamba y Bolivia. In: **Desinfección solar del agua, de la investigación a la aplicación.** Centro de Aguas y Saneamiento Ambiental – Facultad de Ciencias y Tecnología, v.1, n.1, p. 45- 55, 2005.

TOSA, K.; HIRATA, T. Photoreactivations of enterohemorrhagic Escherichia Coli following UV disinfection. **Water Research**, v. 33, n. 2, p. 361-366, 1999.

UBOMBA-JASWA, E. et al Investigating the microbial inactivation efficiency of a 25 L batch solar disinfection (SODIS) reactor enhanced with a compound parabolic collector (CPC) for household use. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 85, n. 8, p. 1028-1037, 2010.

UBOMBA-JASWA, E. et al. Solar disinfection of drinking water (SODIS): an investigation of the effect of UV-A dose on inactivation efficiency. **Photochemical & Photobiological Sciences**, v. 8, n. 5, p. 587-595, 2009.

UBOMBA-JASWA, E. et al. Inactivation of enteropathogenic E. coli by solar disinfection (SODIS) under simulated sunlight conditions. **Journal of Physics: Conference Series**. IOP Publishing, v. 101, n. 1, p. 12003, 2008.

USEPA– U. S. Environmental Protection Agency .**Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule.** EPA 815-R-06-007. United States, 2006.

USEPA – U. S. Environmental Protection Agency.**Guidelines for water reuse. EPA/625/R-04/108**, Washington DC., 2004.

USEPA –U.S Environmental Protection Agency. **Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual.** .EPA 815-R-99-014, Washington D.C., 346p 1999a.

USEPA –U.S Environmental Protection Agency. **Wastewater technology fact heet: ultraviolet disinfection.** EPA-832-F-99-064, Washington, D.C., 9p.1999b.

USEPA– U. S. Environmental Protection Agency. **Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge.**EPA-625-R- 92-004, Washington, D.C., 1992.

USEPA– U. S. Environmental Protection Agency .**Ultraviolet Design manual: municipal wastewater disinfection.** Cincinnati: Office of research and development. Water

engineering. Research Laboratory. Center for Environmental Research Information .EPA 625-1-86-021. United States, 1986.

VELOSO, B.S. **Influência da temperatura e da turbidez na inativação de coliformes colifagos no processo de desinfecção solar**. Riode janeiro: EQ-UFRJ. 2010. 88 f Dissertação (Mestrado emTecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro.

VIALLE, C. et al. Monitoring of water quality from roof runoff: Interpretation using multivariate analysis. **Water Research**, v. 45, n. 12, p. 3765-3775, 2011.

VICTORIA, I. M. B. **Medição da radiação solar global e difusa utilizando piranômetro com sensores fotoelétricos**. 2008. 85f. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Universidade Federal de Pelotas, 2008.

VINNERÅS, B. et al The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste—a proposal for new Swedish design values. **Urban Water Journal**, v. 3, n. 1, p. 3-11, 2006.

VIVAR, M.et al. Solar disinfection of natural river water with low microbiological content ($10-10^3\text{CFU.100mL}^{-1}$) and evaluation of the thermal contribution to water purification. **Solar Energy**, v. 141, p. 1-10, 2017.

VOET, D. et al. **Fundamentos de bioquímica: a vida em nível molecular**. 2 ed. Artmed. Porto Alegre. 1264p,2008.

SPERLING, M.V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 452p, 2011.

WANG, Yi et al. Assessment of surface water quality via multivariate statistical techniques: a case study of the Songhua River Harbin region, China. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 7, n. 1, p. 30-40, 2013.

WEGELIN, M.et al A. Solar water disinfection: scope of the process and analysis of radiation experiments. **Aqua**, v. 43, n. 4, p. 154-169, 1994.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION **Guidelines for drinking-water quality**. World Health Organization. Geneva. 4 ed. 2011.

WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Policy and regulatory aspects (Vol.1)**. Genebra: WHO, 2006a, 100 f.

WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Wastewater use in agriculture (Vol.2)**. Genebra: WHO, 2006b, 196 f.

WHO.WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater: Excreta and greywater use in agriculture (Vol.4)**. Genebra: WHO, 2006c,182 f.

WILSON, S.A.**Impact of Water Quality on Solar Disinfection (SODIS): Investigating a Natural Coagulant Pretreatment on the Photoinactivation of Escherichia Coli**. 2010.168f. Doctoral dissertation. Department of Civil Engineering, University of Toronto.2010.

WINWARD, G. P. et al. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse.**Ecological engineering**, v. 32, n. 2, p. 187-197, 2008.

WRIGHT, H. B.; CAIRNS, W. L. Desinfección de agua por medio de Luz Ultravioleta.[on line]. In:**Simposio Regional sobre calidad del agua**.Desinfección efectiva. Lima: CEPIS,1998.Disponível em: <
<http://www.contraplagas.com/images/archivos/conductos.pdf>> . Acesso em: 31, jan, 2015.

ZHANG, X.et al. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of water quality in the Southwest New Territories and Kowloon, Hong Kong. **Environmental monitoring and assessment**. v. 173, n. 1-4, p. 17-27, 2011.

ZIMMERMANN, M. **Resistência de esporos de *Byssochlamys fulva* e *Bacillus coagulans* em polpa de tomate sob condições isotérmicas, não isotérmicas e de altas pressões hidrostáticas**. Florianópolis: UFSC .2012.165 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

ZITA, L. T. et al. Feasibility of a semi-batch vertical-flow wetland for onsite residential graywater treatment.**Ecological Engineering**, v. 82, p. 311-322, 2015.

APÊNDICE 1

Determinação de Coliformes totais e termotolerantes

Para a quantificação dos indicadores microbiológicos foi utilizado o sistema Colilert (sistema patenteado por IDEXX Laboratories) que é utilizado para detecções simultâneas, identificações específicas e confirmativas de coliformes totais e *E. coli*, metodologia também preconizada no *Standart methods for examination of water and wastewater* (Rice et al. 2012). A tecnologia de substrato definido (Colilert) utiliza nutrientes (açúcares ligados a radicais orgânicos cromogênicos) que fazem com que os microrganismos de interesse presentes na amostra produzam uma mudança de cor (ou fluorescência) no sistema inoculado.

Quando os coliformes totais metabolizam o indicador-nutriente o-nitrofenil- β -Dgalactopiranosídeo (ONPG) do Colilert®, a amostra adquire coloração amarela. Quando a *Escherichia coli* metaboliza o indicador-nutriente 4-metilumbeliferil- β -d-glucoronídeo (MUG) do Colilert®, a amostra se torna fluorescente. O Colilert® pode detectar simultaneamente estas bactérias a um nível populacional de $1\text{NMP}.100\text{ mL}^{-1}$, dentro de 24 horas, até em presença de 2 milhões de bactérias heterotróficas presentes por cada 100 mL.

As amostras de água cinza foram misturadas ao meio de cultura (Colilert) e homogeneizadas até completa solubilização, em seguida, transferidas para uma cartela com poços isolados (Quanti-tray) e selada em seladora específica (Quanti-Tray Sealer Modelo 2X). Após, as cartelas foram incubadas a 35°C por 24h. Os resultados foram quantificados por tabela estatística do Número Mais Provável - NMP do sistema Quanti-Tray 2000. No sistema Colilert Quanti-Tray 2000, a presença de coliformes totais é indicada por uma coloração amarela intensa, enquanto que a presença de *E. coli*, pode ser confirmada expondo-se as amostras positivas para coliformes totais à luz ultravioleta (365 nm), que reagirá emitindo fluorescência azul (Figura 41).

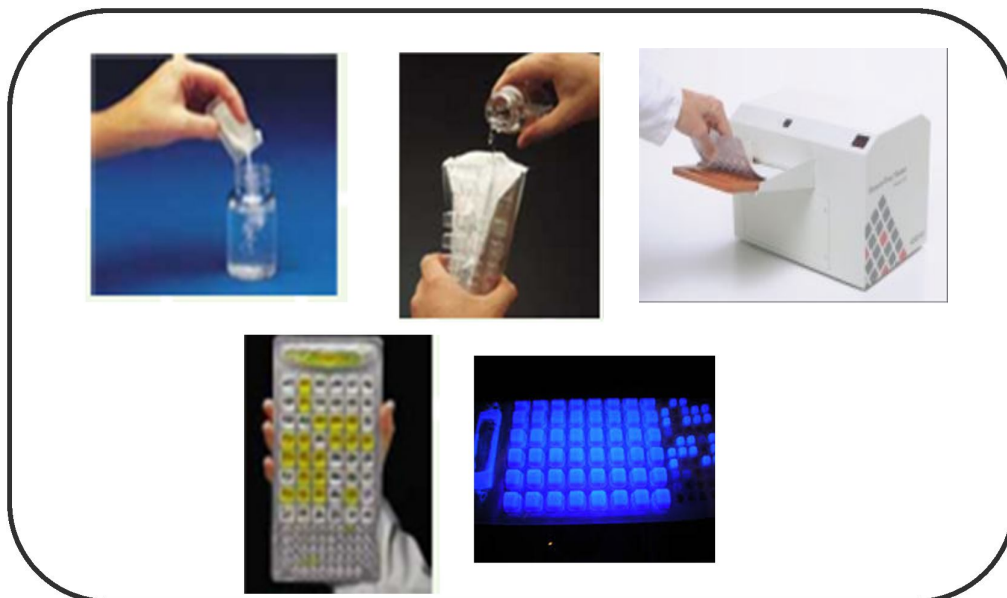


Figura 41. Aspectos metodológicos da técnica do Colilert

Determinação de Ovos de helmintos

Para enumeração de ovos de helmintos foi utilizado a Técnica de Bailenger modificada (Ayres & Mara, 1996), que deu origem à metodologia atualmente recomendada pela Organização Mundial de Saúde para a enumeração de ovos de helmintos em águas residuárias brutas e tratadas. Este método foi escolhido em função de sua simplicidade e baixo custo e por propiciar a recuperação de uma ampla faixa de ovos de helmintos de gêneros diferentes, particularmente ovos de nematodas (*Ascaris* sp., *Trichuris* sp. e *Ancilostomídeos*) que são os indicadores parasitológicos especificados no guia da Organização Mundial de Saúde para reúso na agricultura.

Segundo o método, as amostras de águas cinza a serem processadas passam pelas etapas de sedimentação, centrifugação e flutuação (Figura 42).

Procedimento para enumeração dos ovos:

- a) Coletar uma amostra de esgoto de volume conhecido - usualmente 1 litro para esgoto bruto ou parcialmente tratado e 10 litros para esgoto tratado;
- b) Deixar sedimentar por 1 a 2 h, pois os ovos apresentam diferentes velocidades de sedimentação;

c) Remover 90 % do sobrenadante através de sifonamento e transferir o restante (10 %) para um ou mais tubos e centrifugar a 1000 g por 15 min, não se esquecendo de enxaguar com solução detergente o recipiente.

e) Após a primeira centrifugação, descartar o sobrenadante; transferir todos os sedimentos para um único tubo e centrifugar novamente a 1000 g por 15 minutos;

f) Descartar o sobrenadante e ressuspender o sedimento com igual volume de solução tampão aceto-acética, pH = 4,5. Se o volume do concentrado for inferior a 2 mL, colocar solução tampão até resultar 4 mL para facilitar o descarte do sobrenadante.

g) Adicionar um volume de éter correspondente a duas vezes o volume do sedimento e homogeneizar a amostra com equipamento tipo Vortex .

h) Centrifugar a 1000 g por 15 minutos. Após a centrifugação a amostra apresentará três fases distintas:

i) No fundo do tubo se concentrará o material não gorduroso e fragmentos pesados, incluindo os ovos de helmintos, larvas e cistos de protozoários;

j) Uma fase intermediária contendo a solução tampão, que deverá ser clara (transparente); e

k) Uma fase superior contendo gordura e outros materiais, que juntamente com o éter (ou acetato de etila) formam uma camada espessa e de cor escura.

l) Anotar o volume do sedimento que contém os ovos, e desprezar o restante do sobrenadante com um único movimento firme e rápido. Se for necessário para soltar o tampão presente na superfície, primeiro perfurar suavemente ao redor do tubo com uma agulha fina;

m) Ressuspender o sedimento com 5 volumes de solução de sulfato de zinco (ZnSO_4 densidade 1,18). Anotar o volume final do produto (sedimento + ZnSO_4) e homogeneizar a amostra com equipamento tipo Vortex.

n) Remover uma alíquota da amostra final com uma pipeta Pasteur e transferir para a câmara McMaster para exame final; deixar a câmara de contagem em repouso por 5 minutos para permitir que os ovos flutuem e atinjam a superfície da grelha de contagem.

o) Examinar no microscópio em objetivas de 10x e de 40x. Para uma melhor precisão na enumeração dos ovos, deve-se fazer a leitura de mais de uma câmara, preferencialmente três, e calcular a média aritmética das contagens obtidas.

p) calcular o número de ovos por litro utilizando a Equação 19:

$$N = \frac{A.X}{P.V} \quad (18)$$

Em que:

N - número de ovos (nº de ovos/litro)

A - número médio de ovos contados nas câmaras de McMaster (nº de ovos)

X - volume do produto final (sedimento + ZnSO₄)

P - volume da câmara de McMaster (para câmara de duas grelhas P = 0,30 mL; para câmara de uma grelha P = 0,15 mL)

V - volume original da amostra



Figura 42. Aspectos metodológicos da técnica do enumeração e identificação de ovos de helmintos.

- Identificação de ovos de helmintos:

Os critérios para identificação dos ovos de helmintos são baseados, principalmente, no tamanho e nas características morfológicas específicas dos ovos, tais como:

- Tamanho: os ovos de helmintos variam em comprimento de pequenos (18 µm) a grandes (150 µm ou maiores) e possuem diâmetros de 12 a 14 µm (como é o caso de alguns ovos de trematodas) a 90 µm ou mais (caso dos maiores ovos de trematodas)

- Forma: os ovos de helmintos podem ser de forma esférica ou oval, embora alguns poucos possam ser assimétricos
- Conteúdo interno: os ovos recentemente excretados apresentam estágios de desenvolvimento que são característicos para cada espécie. Em sua maioria, os ovos de nematodas não apresentam-se embrionados quando liberados com as fezes.
- Várias modificações da estrutura dos ovos também se constituem ferramentas importantes de identificação, a exemplo de: protuberâncias, espinhos, rolhas polares e opérculos.

APÊNDICE 2

As amostras da água cinza bruta (entrada do sistema) e da água cinza tratada (saída do sistema) foram coletas mensalmente, nos dias 15 de outubro, 18 de novembro e 9 de dezembro de 2015, conservadas em caixas isotérmica com gelo a 4 °C e encaminhadas para laboratórios específicos a fim de realizar análises físico-químicas, e microbiológica, segundo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice et al., 2012).

No Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA foram determinadas, através da metodologia da Embrapa (1997), as concentrações de magnésio (Mg^{2+}), cálcio (Ca^{2+}), carbonato (CO_3^{2-}) e cloreto (Cl^-), por método titulométrico, e os resultados expressos em $mmol_c L^{-1}$, sódio (Na^+) e potássio (K^+) por fotômetro de chama, também expressos em $mmol_c L^{-1}$; as concentrações de cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni), cádmio (Cd), e chumbo (Pb) por espectrofotometria de absorção atômica, expressas em $mg L^{-1}$. Através das concentrações de Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} determinou-se a razão de adsorção de sódio (RAS), expresso em $(mmol_c L^{-1})^{0,5}$, por meio da metodologia de Richards (1954).

Os resultados das características físico-químicas e microbiológicas da água cinza antes e após tratamento encontram-se na Tabela 23.

Tabela 23. Características físico-químicas das águas cinza bruta e tratada, ao longo do período experimental.

Parâmetros	Data das coletas						Valores médios	
	15/10/2015		18/11/2015		09/12/2015			
	ACB	ACT	ACB	ACT	ACB	ACT	ACB	ACT
pH	4,38	9,37	6,8	7,10	6,6	7,65	5,93	8,04
CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	1045	1231	1089	1241	1065	1160	1066,33	1210,67
DQO (mg L^{-1})	638	173	422	136	503	130	521,00	146,33
DBO (mg L^{-1})	303	33	158	27	208	28	223,00	29,33
DBO/DQO	0,47	0,19	0,37	0,19	0,41	0,21	0,42	0,20
SST (mg L^{-1})	98,46	28	101	6	151	15	116,82	16,33
Turbidez (UNT)	236	38	285	23,9	401	54,2	307,33	38,70
Cor (mg.Pt-Co.L^{-1})	-	654	1700	492	2048	590	1874,00	578,67
Fe (mg L^{-1})	5,44	1,98	1,584	0,895	0,0596	0,0756	2,36	0,98
Mn (mg L^{-1})	0,561	0,438	0,167	0,165	1,051	0,573	0,59	0,39
Cu (mg L^{-1})	0,0040	0,0240	0,020	0,011	0,044	0,074	0,02	0,04
Zn (mg L^{-1})	0,1657	0,109	0,0608	0,0438	0,000	0,000	0,08	0,05
Pb (mg L^{-1})	0,0200	0,000	0,060	0,080	0,030	0,030	0,04	0,04
Ni (mg L^{-1})	0,0370	0,0390	0,016	0,029	0	0	0,02	0,02
Cd (mg L^{-1})	0,000	0,0010	0,050	0,005	0	0	0,02	0,00
K ⁺ ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	1,06	1,01	1,14	1,14	1,34	1,75	1,18	1,30
Na ⁺ ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	4,64	7,19	5,43	5,17	8,70	12,21	6,26	8,19
Ca ²⁺ ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	1,50	0,90	6,00	3,00	4,00	4,30	3,83	2,73
Mg ²⁺ ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	0,40	1,30	13,50	9,50	2,90	2,10	5,60	4,30
Cl ⁻ ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	5,00	8,00	7,00	9,00	9,00	18,00	7,00	11,67
CO ₃ ²⁻ ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00
HCO ₃ ⁻ ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)	10,60	10,70	23,80	22,30	7,60	11,10	14,00	14,70
RAS (($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$) ^{0,5})	4,46	6,86	1,70	2,10	4,70	6,80	3,62	5,25
<i>E.coli</i> (NMP100mL ⁻¹)	5,2E6	1,0E5	1,0E6	1,0E5	1,6E6	9,8E4	2,03E6	9,93E4
CT (NMP100mL ⁻¹)	3,87E7	2,0E5	1,0E7	3,10E5	1,25E7	4,61E6	1,69E7	6,59E5
Ovos de helmintos (ovos.L ⁻¹)	0	0	0	0	0	0	0	0

Fonte: Dados da autora (2017)

Nota: ACB: água cinza bruta; ACT: água cinza tratada; pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; DQO - demanda química de oxigênio; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; SST - sólidos suspensos; Turbidez - turbidez do líquido; Fe - ferro; Mn - manganês; Cu - cobre; Zn - zinco; Pb - chumbo; Ni - níquel; Cd - cádmio; K^+ - potássio; Na^+ - sódio; Ca^{2+} - cálcio; Mg^{2+} - magnésio; Cl^- - cloreto; CO_3^{2-} - carbonato de cálcio; HCO_3^- - bicarbonato de cálcio e RAS - razão de adsorção de sódio; CT- coliformes totais; *Escherichia Coli*- *E.coli*.

Durante o período experimental, o valor médio pH da águas cinza tratada foi de 8,04, encontrando-se dentro da faixa normal de pH para a água de irrigação, que segundo Ayers & Westcot (1999), deve oscilar de 6,5 a 8,4. O pH também se enquadra no padrão de lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos, especificada pela Resolução do CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), que limita o valor de pH na faixa de 5,0 a 9,0.

Com relação à condutividade elétrica média, esta foi igual a $1210 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$, encontrando-se dentro da faixa de 0,8 a $3,1 \text{ dS m}^{-1}$, indicada por Capra & Scicolone (2007), como risco moderado de obstrução dos gotejadores. Segundo a Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017), a condutividade esteve dentro do limite de 3 dS m^{-1} , recomendado para cultivos agrícolas irrigados com águas de reúso.

A concentração média de sólidos suspensos presentes na água cinza foi de $16,00 \text{ mg L}^{-1}$, inferior ao limite de 50 mg L^{-1} estabelecido pela Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017) para lançamento em corpo hídrico de efluente tratado predominantemente doméstico. Em relação ao risco de entupimentos de gotejadores, não há restrição ao uso, conforme Nakayama (2006), já que os sólidos suspensos totais apresentaram concentrações menores do que 50 mg L^{-1} .

A concentração média de potássio verificada na água cinza tratada foi de $1,3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, superior ao valor de $0,05 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ ($2,0 \text{ mg L}^{-1}$) sugerido por Almeida (2010) para qualidade da água de irrigação. A concentração média de sódio ($8,19 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) também foi bem superior ao limite estabelecido por Ayers & Westcot (1999) que é de $3,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, para irrigação de cultivos agrícolas, assim como o cloreto ($11,66 \text{ mmol}_c$) resgitrou valor médio três vezes superior a $3,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, recomendado por Ayers & Westcot (1999) para irrigação de cultivos agrícolas.

Para os demais elementos, tendo por base a tabela de concentrações máximas permitidas para alguns elementos químicos presentes em águas residuárias para aplicação em culturas agrícolas citada por Ayers e Westcot (1999), observa-se que o ferro ($0,98 \text{ mg L}^{-1}$), o níquel ($0,02 \text{ mg L}^{-1}$), o cobre ($0,03 \text{ mg L}^{-1}$), o zinco ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$) e o chumbo ($0,03 \text{ mg L}^{-1}$) apresentaram-se em concentrações inferiores aos valores de $5,00 \text{ mg L}^{-1}$, $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, $2,00 \text{ mg L}^{-1}$ e $5,00 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Apenas o manganês ($0,39 \text{ mg L}^{-1}$) apresentou concentrações acima do permitido que é de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$.

Mas de acordo com os valores máximos permitidos pela a resolução CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011), para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos, observou-se que todos os valores encontrados para o ferro, manganês, cobre, zinco, chumbo

e níquel, estão abaixo dos valores mencionados na resolução que são de, 15,0 mg L⁻¹, 1,0 mg L⁻¹, 1,0 mg L⁻¹, 5,0 mg L⁻¹, 0,5 mg L⁻¹, e 2,0 mg L⁻¹, respectivamente.

O valor médio da concentração de bicarbonato de cálcio, sugere restrição severa ao uso, considerando a irrigação por aspersão convencional, segundo Ayers & Westcot (1999).

Com relação à DBO média, o valor de 29,33 mg L⁻¹ verificado para a água cinza tratada, apresentou-se bem inferior ao valor de 120,00 mg L⁻¹, estimado pela Resolução do CONAMA nº 430/2011 (Brasil, 2011), para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos, como também ao limite de 60,00 mg L⁻¹ estabelecido pela Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017). A água cinza tratada atendeu também as recomendações da USEPA (2004), onde consta o limite de DBO para irrigação de culturas não alimentícias ou processadas comercialmente, de 30 mg L⁻¹.

Quanto à DQO a Resolução COEMA nº 02/2017 (Ceará, 2017) cita a concentração de até 200 mg L⁻¹ para lançamento em corpo hídrico, portanto a água cinza tratada atendeu esse limite, sendo verificado a DQO média de 146,33 mg L⁻¹.

Em relação às características microbiológicas, o nível populacional médio de *E.coli* (9,93E4 NMP.100mL⁻¹), segundo as recomendações da WHO (2006a), só atenderia à irrigação com elevado nível tecnológico e mecanização, onde tem-se nível populacional de de 10⁴ à 10⁵ *E.coli* 100 mL⁻¹.

APÊNDICE 3

A análise de regressão múltipla elaborada pelo software Statgraphics e as equações geradas são apresentadas abaixo:

Modelo 1 - Multiple Regression - Log

Dependent variable: Log

Independent variables:

Radiação

temp

OD

ph

Cond

Turb

SST

		Standard	T	
Parameter	Estimate	Error	Statistic	P-Value
CONSTANT	2,87836	3,71955	0,773847	0,4476
Radiação	0,127096	0,015439	8,23218	0,0000
temp	-0,0482427	0,0245361	-1,9662	0,0626
OD	-0,0531571	0,0848583	-0,626422	0,5378
ph	0,341911	0,450464	0,759021	0,4563
Cond	-0,00279184	0,000463518	-6,02316	0,0000
Turb	0,0117295	0,00998169	1,17511	0,2531
SST	-0,0299628	0,0139093	-2,15415	0,0430

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	15,8352	7	2,26217	20,71	0,0000
Residual	2,29415	21	0,109245		
Total (Corr.)	18,1294	28			

R-squared = 87,3457 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 83,1275 percent

Standard Error of Est. = 0,330523

Mean absolute error = 0,228885

Durbin-Watson statistic = 1,90637 (P=0,1314)

Lag 1 residual autocorrelation = 0,0293084

Log = 2,87836 + 0,127096.Radiação - 0,0482427.temp - 0,0531571.OD + 0,341911.ph - 0,00279184.Cond + 0,0117295.Turb - 0,0299628.SST

Modelo 2 - Multiple Regression - Log

Dependent variable: Log

Independent variables:

Radiação

temp

ph

Cond

Turb

SST

		Standard	T	
Parameter	Estimate	Error	Statistic	P-Value
CONSTANT	3,34662	3,59299	0,931428	0,3617
Radiação	0,124877	0,0148182	8,42733	0,0000
temp	-0,0451725	0,0237072	-1,90543	0,0699
ph	0,230185	0,407898	0,564319	0,5782
Cond	-0,00275931	0,000454193	-6,07518	0,0000
Turb	0,0138913	0,00923594	1,50404	0,1468
SST	-0,0270832	0,0129452	-2,09214	0,0482

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	15,7923	6	2,63206	24,78	0,0000
Residual	2,33702	22	0,106228		
Total (Corr.)	18,1294	28			

R-squared = 87,1092 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 83,5935 percent

Standard Error of Est. = 0,325927

Mean absolute error = 0,230486

Durbin-Watson statistic = 1,98634 (P=0,2188)

Lag 1 residual autocorrelation = -0,00698736

Log = 3,34662 + 0,124877.Radiação - 0,0451725.temp + 0,230185.ph - 0,00275931.Cond + 0,0138913.Turb - 0,0270832.SST

Modelo 3 - Multiple Regression - Log

Dependent variable: Log

Independent variables:

Radiação

temp

Cond

Turb

SST

		Standard	T	
Parameter	Estimate	Error	Statistic	P-Value
CONSTANT	5,28009	1,06583	4,95399	0,0001
Radiação	0,128419	0,0132228	9,712	0,0000
temp	-0,0494411	0,0221327	-2,23385	0,0355
Cond	-0,00268656	0,000429017	-6,26214	0,0000
Turb	0,0106653	0,00714591	1,4925	0,1492
SST	-0,0247685	0,0120949	-2,04785	0,0522

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	15,7585	5	3,1517	30,58	0,0000
Residual	2,37085	23	0,10308		
Total (Corr.)	18,1294	28			

R-squared = 86,9226 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 84,0797 percent

Standard Error of Est. = 0,321061

Mean absolute error = 0,23664

Durbin-Watson statistic = 1,91831 (P=0,2276)

Lag 1 residual autocorrelation = 0,030629

Log = 5,28009 + 0,128419.Radiação - 0,0494411.temp - 0,00268656.Cond + 0,0106653.Turb - 0,0247685.SST

Modelo 4 - Multiple Regression - Log

Dependent variable: Log

Independent variables:

Radiação

temp

Cond

SST

		Standard	T	
Parameter	Estimate	Error	Statistic	P-Value
CONSTANT	5,42884	1,08796	4,98995	0,0000
Radiação	0,12431	0,0132596	9,37513	0,0000
temp	-0,0449078	0,0224769	-1,99795	0,0572
Cond	-0,00276111	0,000436861	-6,32033	0,0000
SST	-0,0108524	0,00789844	-1,374	0,1821

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	15,5289	4	3,88222	35,83	0,0000
Residual	2,60047	24	0,108353		
Total (Corr.)	18,1294	28			

R-squared = 85,656 percent
R-squared (adjusted for d.f.) = 83,2654 percent
Standard Error of Est. = 0,32917
Mean absolute error = 0,240373
Durbin-Watson statistic = 1,65807 (P=0,0845)
Lag 1 residual autocorrelation = 0,165367

Log = 5,42884 + 0,12431.Radiação - 0,0449078.temp - 0,00276111.Cond - 0,0108524.SST

Modelo 5 - Multiple Regression - Log

Dependent variable: Log

Independent variables:

Radiação

temp

Cond

		Standard	T	
Parameter	Estimate	Error	Statistic	P-Value
CONSTANT	5,03014	1,067	4,71428	0,0001
Radiação	0,121894	0,0133737	9,1144	0,0000
temp	-0,0386117	0,0223922	-1,72433	0,0970
Cond	-0,00277198	0,000444478	-6,23648	0,0000

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	15,3243	3	5,10811	45,53	0,0000
Residual	2,80502	25	0,112201		
Total (Corr.)	18,1294	28			

R-squared = 84,5277 percent
R-squared (adjusted for d.f.) = 82,6711 percent
Standard Error of Est. = 0,334964
Mean absolute error = 0,261224
Durbin-Watson statistic = 1,81955 (P=0,2028)
Lag 1 residual autocorrelation = 0,0847171

Log = 5,03014 + 0,121894.Radiação - 0,0386117.temp - 0,00277198.Cond

Modelo 6 - Multiple Regression - Log

Dependent variable: Log

Independent variables:

Radiação

Cond

		Standard	T	
Parameter	Estimate	Error	Statistic	P-Value
CONSTANT	3,47805	0,59085	5,88652	0,0000
Radiação	0,105654	0,0096148	10,9887	0,0000
Cond	-0,00251225	0,000426653	-5,88827	0,0000

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
Model	15,0177	2	7,50885	64,44	0,0000
Residual	3,14603	27	0,11652		
Total (Corr.)	18,1637	29			

R-squared = 82,6796 percent

R-squared (adjusted for d.f.) = 81,3966 percent

Standard Error of Est. = 0,34135

Mean absolute error = 0,257681

Durbin-Watson statistic = 1,63985 (P=0,1088)

Lag 1 residual autocorrelation = 0,17984

Log = 3,47805 + 0,105654.Radiação - 0,00251225.Cond

Modelo sigmóide (S-shape function) - Nonlinear Regression - N/No

Dependent variable: N/No

Independent variables:

radiação

condutividade

Function to be estimated: $(\exp(a-(b.Radiação)+(c.Condutividade)))/(1+(\exp(a-(b.Radiação)+(c.Condutividade))))$

Initial parameter estimates:

a = 0.0

b = 0.0

c = 0.0

Estimation method: Marquardt

Estimation stopped after maximum iterations reached.

Number of iterations: 31

Number of function calls: 126

Estimation Results

			Asymptotic	95.0%
		Asymptotic	Confidence	Interval
Parameter	Estimate	Standard Error	Lower	Upper
a	-6,54348	0,399161	-7,3625	-5,72447
b	0,347062	0,0620741	0,219697	0,474428
c	0,00611772	0,000700376	0,00468066	0,00755477

Analysis of Variance

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square
Model	6,85968	3	2,28656
Residual	0,920175	27	0,0340806
Total	7,77985	30	
Total (Corr.)	4,2678	29	

R-Squared = 78,4391 percent

R-Squared (adjusted for d.f.) = 76,842 percent

Standard Error of Est. = 0,184609

Mean absolute error = 0,130009

Durbin-Watson statistic = 2,21737

Lag 1 residual autocorrelation = -0,117802

$$N/No = (\exp(-6,54348-(0,347062.Radia\tilde{c}\tilde{a}\tilde{o})+(0,00611772.Condu\tilde{t}\tilde{i}\tilde{v}\tilde{i}\tilde{d}\tilde{a}\tilde{d}\tilde{e}))) / (1+(\exp(-6,54348-(0,347062.Radia\tilde{c}\tilde{a}\tilde{o})+(0,00611772.Condu\tilde{t}\tilde{i}\tilde{v}\tilde{i}\tilde{d}\tilde{a}\tilde{d}\tilde{e}))))$$

Residual Analysis

	Estimation	Validation
n	30	
MSE	0,0340806	
MAE	0,130009	
MAPE	114,035	
ME	-0,000626883	
MPE	-89,3798	