



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

ANA BEATRIZ ALVES DE ARAÚJO

**DESEMPENHO DE SISTEMA DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA  
DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

MOSSORÓ/RN

2021

ANA BEATRIZ ALVES DE ARAÚJO

**DESEMPENHO DE SISTEMA DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA  
DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Doutorado em Manejo de Solo e Água do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutora em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Tratamento e Uso Agrícola de Resíduos e seus Impactos no Solo e Água.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista

Coorientador: Prof. Dr. Stefeson Bezerra de Melo

MOSSORÓ/RN

2021

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

A658d Araújo, Ana Beatriz Alves de.  
Desempenho de sistema de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária no semiárido brasileiro / Ana Beatriz Alves de Araújo. - 2021.  
118 f. : il.

Orientador: Rafael Oliveira Batista.  
Coorientador: Stefeson Bezerra de Melo.  
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Manejo de Solo e Água, 2021.

1. Universalização do saneamento. 2. Escassez hídrica. 3. Legislação ambiental. 4. Tanque Séptico. 5. Desinfecção solar. I. Batista, Rafael Oliveira, orient. II. Melo, Stefeson Bezerra de, co-orient. III. Título.

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

# DESEMPENHO DE SISTEMA DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tese apresentada ao Doutorado em Manejo de Solo e água do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Doutora em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Tratamento e Uso Agrícola de Resíduos e seus Impactos no Solo e Água.

Defendida em: 26/02/2021.

## BANCA EXAMINADORA



---

Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista – Presidente da banca examinadora



---

Prof. Dr. Stefeson Bezerra de Melo – Membro



---

Profa. Dra. Daniela da Costa Leite Coelho – Membro



---

Profa. Dra. Fernanda Lima Cavalcante – Membro



---

Dr. Francisco de Oliveira Mesquita – Membro

A pessoa mais importante da minha vida, minha mãe,  
Alice Alves de Araújo.

## **AGRADECIMENTOS**

A realização dessa pesquisa só foi possível graças:

Primeiramente a Deus, por sua infinita misericórdia e por me ter mantido de pé por toda esta caminhada.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido e a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água, pelos conhecimentos adquiridos.

Ao professor Rafael Oliveira Batista, pela sua orientação para a realização desse trabalho, pela confiança e todo apoio que me foi dado; além de sua grande dedicação ao trabalho que exerce junto a Universidade Federal Rural do Semi-Árido.

Ao professor, Stefeson Bezerra de Melo, pela coorientação para a realização desse trabalho e por toda colaboração na realização das análises estatísticas.

A professora, Solange Aparecida Goularte Dombroski, pela coorientação e disponibilidade do Laboratório de Saneamento Ambiental, para realização das análises do presente trabalho.

As professoras, Daniela da Costa Leite Coelho, Marineide Jussara Diniz e ao professor Suedêmio de Lima Silva, pelas contribuições ao longo da pesquisa.

Aos conselheiros da banca examinadora pelas sugestões e contribuições na melhoria desse trabalho.

A minha mãe Alice Alves de Araújo e amigos, companheiros de toda a minha história, só eles sabem o real valor dessa conquista, em especial Neila Lidiany Ribeiro e Isaac Alves de Silva Freitas.

## RESUMO

A necessidade de avançar nos campos do saneamento e da gestão dos recursos hídricos resultou em recentes reformas dos marcos legais e aumento significativo dos recursos destinados ao saneamento. A elevada incidência de doenças de veiculação hídrica no território brasileiro é atribuída à inadequação dos sistemas de esgotamento sanitário, especialmente no semiárido brasileiro. Dessa forma, está posto o urgente desafio da universalização do saneamento básico. Diante deste cenário, a prática do reúso de água permite que recursos hídricos de melhor qualidade sejam utilizados para fins mais nobres. Deve ser levado em conta que o reúso de água para fins agrícolas, realizado de maneira rigorosa, pode ser uma solução eficaz na sustentabilidade dos recursos hídricos. Para o tratamento de águas residuárias sanitárias existem diversas tecnologias, dentre elas o tanque séptico juntamente com o reator solar, se destacam para uso em regiões semiáridas em função do baixo custo relativo de implantação e manutenção, além ainda da eficiência na remoção de contaminantes que inviabilizam o uso de águas residuárias sanitárias para fins agrícola e florestal. Diante do exposto, o presente trabalho objetivou monitorar a remoção de atributos físico-químicos e microbiológicos de água residuária sanitária por meio de uma estação de tratamento para fins agrícola. Entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, foram realizadas 12 amostragens do efluente; a coleta da água residuária foi feita à montante do tanque séptico e dentro do reator solar, após a exposição do efluente por 12 h a radiação ultravioleta UVA e UVB. No efluente sanitário foram analisados os seguintes atributos: demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos totais, coliformes totais, *Escherichia coli*, pH, CE,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ , P,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , razão de adsorção de sódio, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd e Ni. Também foram monitoradas a temperatura e a radiação solar no dia da coleta para as 12 h de exposição do efluente. Todos os dados foram submetidos à análise descritiva e análise multivariada. E para as variáveis microbiológicas, coliformes totais e *Escherichia coli* foi desenvolvida uma análise espectral singular, com predição do comportamento do efluente para o período de um ano. A qualidade física, química e microbiológica do efluente tratado foi melhorada, de forma significativa, com o uso do tempo de exposição à radiação solar de 12 h. Todos os atributos analisados no trabalho que tiveram redução ficaram abaixo dos índices recomendados pela legislação ambiental vigente no Brasil. A variável microbiológica *Escherichia coli* teve uma redução de 99,94%, após 12 horas de exposição à radiação solar, diminuindo o equivalente a 4 unidades logarítmicas, tornando possível o reúso agrícola irrestrito de acordo com a Organização Mundial de Saúde. Este trabalho se torna pioneiro na utilização da análise espectral singular para prever o comportamento de efluente sanitário tratado na região semiárida, trazendo a possibilidade de otimização dos processos de análises e de gestão de tempo. Entende-se que este trabalho necessita de uma maior série temporal para que a predição do efluente de saída seja realizada para o período de um ano. A recomendação seria desenvolver uma pesquisa com um volume maior de amostragens.

**Palavras chaves:** Universalização do saneamento. Escassez hídrica. Legislação ambiental. Tanque Séptico. Desinfecção solar.

## ABSTRACT

The need to move forward in the fields of sanitation and water resource management has resulted in recent reforms to legal frameworks and a significant increase in resources for sanitation. The high incidence of waterborne diseases in the Brazilian territory is attributed to the inadequacy of sanitary sewage systems, especially in the Brazilian semi-period. In this way, the urgent challenge of universal basic sanitation is posed. Given this scenario, the practice of water reuse allows better quality water resources to be used for more noble purposes. It must be taken into account that the reuse of water for agricultural purposes, carried out in a rigorous manner, can be an effective solution in the sustainability of water resources. For the treatment of sanitary wastewater there are several technologies, among them the septic tank together with the solar reactor, stand out for use in semi-arid regions due to the low relative cost of implantation and maintenance, in addition to the efficiency in removing contaminants that make it unfeasible. the use of sanitary wastewater for agricultural and forestry purposes. In view of the above, the present study aimed to monitor the removal of physical-chemical and microbiological attributes from sanitary wastewater through a treatment plant for agricultural purposes. Between the months of May of the year 2018 to April of the year 2019, 12 samples of the effluent were carried out; the collection of wastewater was made upstream of the septic tank and inside the solar reactor, after the exposure of the effluent for 12 h to ultraviolet radiation UVA and UVB. In the sanitary effluent, the following attributes were analyzed: biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, turbidity, total suspended solids, total solids, total coliforms, *Escherichia coli*, pH, CE,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ , P,  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , sodium adsorption ratio, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd and Ni. The temperature and solar radiation were also monitored on the day of collection for the 12 h exposure of the effluent. All data were submitted to descriptive and multivariate analysis. And for the microbiological variables, total coliforms and *Escherichia coli*, a singular spectral analysis was developed, with prediction of the effluent behavior for the period of one year. The physical, chemical and microbiological quality of the treated effluent has been significantly improved with the use of the 12 h exposure time to solar radiation. All of the attributes analyzed in the study that were reduced were below the rates recommended by the environmental legislation in force in Brazil. The microbiological variable *Escherichia coli* had a reduction of 99.94%, after 12 hours of exposure to solar radiation, decreasing the equivalent to 4 logarithmic units, making possible unrestricted agricultural reuse according to the World Health Organization. This work becomes a pioneer in the use of singular spectral analysis to predict the behavior of sanitary effluent treated in the semiarid region, bringing the possibility of optimization of the analysis and time management processes. It is understood that this work requires a longer time series for the prediction of the outflow effluent to be carried out for the period of one year. The recommendation would be to develop a survey with a larger volume of samples.

**Key words:** Universalization of sanitation. Water scarcity. Environmental legislation. Septic tank. Solar disinfection.



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Funcionamento geral de um tanque séptico .....	27
<b>Figura 2.</b> Sistema para desinfecção solar de águas residuárias domésticas .....	29

### CAPÍTULO 1 - INDICADORES DO DESEMPENHO DE SISTEMA ECOLÓGICO DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA

<b>Figura 1.</b> Imagem da área experimental onde foi instalada e monitorada a estação ecológica de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária no LCRA/UFERSA, Mossoró/RN.....	44
<b>Figura 2.</b> Imagens do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola da água residuária sanitária, destacando o tanque séptico com duas câmaras (1), o reator solar (2) e a vala de infiltração (3) com os pontos de coleta P1 e P2.....	46
<b>Figura 3.</b> Imagem do reator solar após o processo de impermeabilização com manta asfáltica dotada de acabamento aluminizado.....	48
<b>Figura 4.</b> Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 1 e 2 (B) das amostras do efluente coletado à montante do tanque séptico (P1).....	63
<b>Figura 5.</b> Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 3 e 4 (B), das amostras do tanque séptico (P1).....	64
<b>Figura 6.</b> Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 5 e 6 (B), das amostras do tanque séptico (P1).....	65
<b>Figura 7.</b> Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 6 e 7 (B), das amostras do tanque séptico (P1).....	65
<b>Figura 8.</b> Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 1 e 2 (B), das amostras coletadas dentro do reator solar (P2).....	70
<b>Figura 9.</b> Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e	

distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 3 e 4 (B), das amostras coletadas dentro do reator solar (P2).....	72
<b>Figura 10.</b> Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 5 e 6 (B), das amostras coletadas dentro do reator solar (P2).....	72
<b>Figura 11.</b> Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 5 e 6 (B), das amostras coletadas dentro do reator solar (P2).....	73

## **CAPÍTULO 2 - ANÁLISE ESPECTRAL SINGULAR DE MICRORGANISMOS PATOGENICOS EM SISTEMA DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA**

<b>Figura 1.</b> Imagens do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola da água residuária sanitária, destacando o tanque séptico com duas câmaras (A), reator solar (B), e vala de infiltração (C).....	87
<b>Figura 2.</b> Aplicação da manta asfáltica com acabamento aluminizado no reator solar.....	90
<b>Figura 3.</b> Sensor de temperatura tipo sensor de raio ultravioleta Uvm-30 <sup>a</sup> .....	93
<b>Figura 4.</b> Estágios da Metodologia SSA para predição.....	95
<b>Figura 5.</b> Gráficos de dispersão dos autovetores harmônicos pareados para a variável coliformes totais do efluente de entrada.....	99
<b>Figura 6.</b> Dados originais e série temporal reconstruída para a variável coliformes totais do efluente de entrada.....	100
<b>Figura 7.</b> Predição do comportamento da variável coliformes totais do efluente de entrada para o período de um ano.....	102
<b>Figura 8.</b> Gráficos de dispersão dos autovetores harmônicos pareados para a variável coliformes fecais do efluente de saída.....	103
<b>Figura 9.</b> Dados originais e série temporal reconstruída para a variável coliformes totais do efluente de saída.....	104
<b>Figura 10.</b> Predição do comportamento da variável coliformes totais do efluente de saída para o período de um ano.....	105
<b>Figura 11.</b> Gráficos de dispersão dos autovetores harmônicos pareados para a	

variável <i>E. coli</i> do efluente de entrada.....	106
<b>Figura 12.</b> Dados originais e série temporal reconstruída para a <i>E. coli</i> do efluente de entrada.....	107
<b>Figura 13:</b> Predição do comportamento da variável <i>E. coli</i> do efluente de entrada para o período de um ano.....	108
<b>Figura 14.</b> Gráficos de dispersão dos autovetores harmônicos pareados para a variável <i>E. coli</i> do efluente de saída.....	109
<b>Figura 15.</b> Dados originais e série temporal reconstruída para a variável <i>E. coli</i> do efluente de saída.....	110
<b>Figura 16.</b> Predição do comportamento da variável <i>E. coli</i> do efluente de saída para o período de um ano.....	111

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Padrões para reúso em atividades urbanas, irrigação paisagística, agrícola e florestal, ambiental e industrial.....	23
--	----

### **CAPÍTULO 1 - INDICADORES DO DESEMPENHO DE SISTEMA ECOLÓGICO DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA**

<b>Tabela 1.</b> Resumo dos dados climáticos entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, para os dias de coleta.....	52
<b>Tabela 2.</b> Radiação solar medida entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, para os dias de coleta.....	53
<b>Tabela 3.</b> Estatística descritiva das variáveis climatológicas coletadas durante o período experimental.....	55
<b>Tabela 4.</b> Variáveis físicas, químicas e microbiológicas das amostras do efluente coletadas à montante do tanque séptico (P1) e dentro do reator solar (P2) .....	56
<b>Tabela 5.</b> Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis das amostras do efluente coletado à montante do tanque séptico (P1) .....	61
<b>Tabela 6.</b> Eixos fatoriais extraídos para atributos das amostras do efluente coletado à montante do tanque séptico (P1) e as respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada.....	67
<b>Tabela 7.</b> Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis das amostras do efluente coletado dentro do reator solar (P2) .....	69
<b>Tabela 8.</b> Eixos fatoriais extraídos para atributos das amostras do efluente coletado dentro do reator solar (P2) e as respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada.....	74

## **CAPÍTULO 2 - ANÁLISE ESPECTRAL SINGULAR DE MICRORGANISMOS PATOGÊNICOS EM SISTEMA DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA**

<b>Tabela 1.</b> Resumo dos dados climáticos entre os meses de maio de 2018 a abril de 2019, para os dias de coleta.....	93
<b>Tabela 2.</b> Radiação solar medida entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, para os dias de coleta.....	94
<b>Tabela 3.</b> Variáveis climatológicas do período de coleta dos dados.....	96
<b>Tabela 4.</b> Variáveis microbiológicas das amostras do efluente coletadas à montante do tanque séptico (P1) e dentro do reator solar (P2) .....	98

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

COEMA - Conselho Estadual de Meio Ambiente

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COVID-19- Doença por Coronavírus

DNA - ácido desoxirribonucleico

*E. coli* - *Escherichia coli*

ETE - estações de tratamento de esgoto

ETA - estações de tratamento de água

FAO - Food and Agriculture Organization

IDHM - Índices de Desenvolvimento Humano Municipal

LASAP - Laboratório de Solo, Água e Planta

LASAM - Laboratório de Saneamento Ambiental

LEM - Laboratório de Ensaios de Materiais

LCRA - Laboratório de Construções Rurais e Ambiência

LDISM - Laboratório de Dinâmica de Interação Solo-Máquina

LNSB - Diretrizes Nacionais do Saneamento Básico

NBR - Norma Brasileira

OMS - Organização Mundial de Saúde

ONU - Organização das Nações Unidas

PVC - Policloreto de polivinila

RNA - Ribonucleico

SARS-CoV-2 - Severe acute respiratory syndrome coronavirus 2

SACs - Sistemas Alagados Construídos

SEMACE - Secretaria de Meio Ambiente do Governo do Estado do Ceará

SODIS - Desinfecção solar das águas

USEPA - Environmental Protection Agency

UV - Radiação ultravioleta

UFERSA - Universidade Federal Rural do Semi-Árido

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	13
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	14
<b>2.1 Semiárido brasileiro e a escassez hídrica</b> .....	14
<b>2.2 Saneamento básico</b> .....	15
<b>2.3 Situação do esgotamento sanitário no brasil</b> .....	17
<b>2.4 Problemas ambientais e de saúde pública</b> .....	18
<b>2.5 Reúso agrícola e florestal</b> .....	21
<b>2.6 Legislação aplicada ao reúso</b> .....	22
<b>2.7 Tecnologias de tratamento de águas residuárias</b> .....	24
<b>2.8 Desempenho de tanque séptico e reator solar</b> .....	26
2.8.1 Tanque Séptico.....	26
2.8.2 Reator Solar.....	28
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	32
<b>CAPÍTULO 1 - INDICADORES DO DESEMPENHO DE SISTEMA ECOLÓGICO DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA</b> .....	409
1. INTRODUÇÃO .....	42
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	44
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	54
4. CONCLUSÃO .....	75
REFERÊNCIAS .....	76
<b>CAPÍTULO 2 - ANÁLISE ESPECTRAL SINGULAR DE MICRORGANISMOS PATOGÊNICOS EM SISTEMA DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA</b> .....	81
1. INTRODUÇÃO .....	83
2. MATERIAL E MÉTODOS .....	85
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	96
4. CONCLUSÃO .....	112
REFERÊNCIAS .....	112
CONCLUSÕES GERAIS.....	116

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Embora tanto a disponibilidade de água potável quanto a abrangência do esgotamento sanitário tenham aumentado nas últimas décadas no Brasil, a ineficiência nas redes de saneamento básico e as desigualdades na disponibilidade desses serviços ainda representam um importante campo de atuação das políticas públicas de saúde (Massa & Chiavegatto Filho, 2020). Essa ineficiência dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário tem um impacto negativo direto sobre a qualidade de vida dos brasileiros, com desdobramentos na saúde, no meio ambiente, na economia e comprometendo todo o desenvolvimento sustentável do país. Dessa forma, está posto o urgente desafio da universalização do saneamento básico (Magalhães Filho & Paulo, 2017).

A grande questão é que saúde não equivale a mera ausência de doenças, mas à erradicação delas na sociedade, já que os determinantes patogênicos residem em todos os setores sociais e não apenas no da saúde. Neste ponto de vista, o saneamento seria parceiro do setor de saúde, e as doenças sinalizadoras estariam vinculadas à falta ou insuficiência de abastecimento de água de boa qualidade, à ausência de coleta e tratamento de águas residuais, dentre outros fatores, como manejo de resíduos sólidos, drenagem urbana e poluição do ar (Cruz & Mierzwa, 2020).

Atualmente, com a pandemia da doença por Coronavírus (COVID-19), muitos sistemas com opções de reutilização de efluente em seus esquemas operacionais, trazem preocupação quanto à segurança hídrica. O processo de tratamento de águas residuais produz excesso de lodo que pode ter partículas concentradas de material viral viável e não viável (OMS, 2020). Diante disso, métodos adequados de gerenciamento, tratamento e descarte são essenciais para minimizar o contato e a disseminação do vírus (Gude & Muire, 2021).

Para preservar a sustentabilidade humana, é urgente desenvolver rotas fáceis e baratas para a conversão de águas residuais em água limpa (Zhao et al., 2020). Instalações de saneamento ainda requerem desenvolvimento constante e pesquisas para atingir a meta de desenvolvimento sustentável, especialmente em países em desenvolvimento (Cheng et al., 2018; Sharma & Kazmi, 2015). A fossa séptica é um tipo de reator anaeróbio típico, e seu papel inicial é tratar o esgoto e remover os poluentes em suspensão (Ting et al., 2013; Santiago-Diaz et al., 2011; Yates et al.,



2019). Estas instalações são usadas para fornecer um pré-tratamento aos esgotos domésticos, não consumindo energia. As fossas sépticas se tornaram o ponto crucial das instalações em áreas residenciais e de instalações de tratamento na área rural, nos países em desenvolvimento (Hong et al., 2019).

O processo de desinfecção solar da água (SODIS) é um tratamento de água doméstico fácil e acessível para países de baixa renda, processo dependente da composição da água e da irradiância solar no local (García-Gi et al., 2020). Em comparação com as instalações de tratamento de água tradicionais, esta estratégia de desinfecção solar oferece grandes vantagens (envolvendo menos investimento de capital, engenharia direta e tratamento microbiológico gratuito, etc.) para sua aplicação em áreas rurais com infraestrutura básica (Zhao et al., 2020).

Assim, o reúso de água na agricultura pode ser observado em diversos países, em que a sua utilização proporciona um ganho econômico e ambiental, através da redução da utilização água de qualidade superior e insumos agrícolas como fertilizantes, no entanto é necessário ter atenção, pois as águas residuárias domésticas possuem microrganismos patogênicos que devem ser inativados antes da sua disposição final no solo (Queluz et al., 2015).

Diante o exposto, o objetivo geral no presente trabalho foi instalar e monitorar o desempenho de um sistema de tratamento e reúso agrícola de água residuária sanitária no semiárido brasileiro, tendo como objetivos específicos: 1) Monitorar a remoção de características físico-químicas e microbiológicas da água residuária sanitária em estação de tratamento constituída por tanque séptico e reator solar e analisar se o tratamento proposto permite a obtenção de um efluente com qualidade que atenda a legislação para uso agrícola; e 2) Obter através da análise espectral singular o comportamento do nível populacional de coliformes totais e *Escherichia coli* presentes no efluente através de uma predição para o período de um ano.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA GERAL**

### **2.1 Semiárido brasileiro e a escassez hídrica**

O semiárido brasileiro se estende pelos nove estados da região Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Maranhão e Sergipe) mais o norte de Minas Gerais, cobrindo uma área próxima a 982.563,3 km<sup>2</sup>

(cerca de 10% do território brasileiro). Inclui 1.262 municípios, abrigando mais de 23 milhões de pessoas (Brasil, 2017).

Os cinco municípios do semiárido que apresentam numericamente os maiores Índices de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), em ordem decrescente, são Mossoró-RN (0,720), Campina Grande-PB (0,720), Sobral-CE (0,714), Crato-CE (0,713) e Feira de Santana-BA (0,712). Por outro lado, os municípios de Betânia do Piauí-PI (0,489), Manari-BA (0,487), Itapicuru-BA (0,486), São Francisco de Assis do Piauí-PI (0,485) e Inhapi-AL (0,484) são os que apresentam os IDHM numericamente mais baixos (INSA, 2014).

Seguindo a definição oficial da região semiárida dada pelo Ministério da Integração Nacional, um município faz parte da região semiárida se satisfizer uma das três características climáticas: (i) está dentro dos limites das isoietas abaixo 800 mm, isto é, as linhas num mapa juntando pontos de precipitação média histórica abaixo de 800 mm (registos anuais de precipitação de 1961 a 1990); (ii) tem um índice *Thornthwaite* médio abaixo de 0,50 (este indicador combina índices de umidade e aridez para determinar a umidade de uma área regime); e (iii) tem um índice de risco de seca acima de 60% (o índice é definido como a parcela de dias em déficit hídrico, que representa precipitação diária e evapotranspiração, também calculada com dados de 1961 a 1990 (Rocha & Soares, 2015; Brasil, 2017):

Regiões áridas e semiáridas abrangem 54% do mundo de áreas agrícolas em desenvolvimento e um terço da sua população é rural. Atualmente próximo de 1 bilhão de pessoas vivem em áreas de penúria no planeta, que são regiões caracterizadas por um estresse hídrico recorrente (Santos et al, 2018). Uma grande fração desta população tem acesso inadequado ao abastecimento de água e necessitam de melhores instalações de saneamento. Para essa população, coletar água para consumo, higiene e produção agrícola é uma tarefa diária que exige energia e recursos. Falta de acesso adequado à água também aumenta a suscetibilidade a desequilíbrios climáticos, associados às precipitações irregulares. Onde essa inconstância climática pode ter sérias consequências para saúde pública local (FUNASA, 2014).

## **2.2 Saneamento básico**

No Brasil, de acordo com a Lei Geral de Saneamento (Lei nº 11.445/2007), o saneamento básico compreende quatro grupos de serviços: (i) abastecimento de água

potável; (ii) coleta e tratamento de esgoto; (iii) serviços de limpeza urbana, gestão de resíduos sólidos; bem como (iv) gestão e drenagem de água da chuva urbana (Sampaio & Sampaio, 2020).

A importância do saneamento básico fica evidente a partir da relação apontada pela Fundação Nacional de Saúde: para cada R\$ 1 gasto com saneamento, são economizados R\$ 9 com saúde pública (FUNASA, 2017). A prevenção de doenças infecciosas tem sido a principal justificativa para o investimento público em saneamento básico. No entanto, aspectos mais amplos do saneamento básico, como privacidade e segurança, também têm sido associados a bem-estar, se tornando importantes para os usuários em todos os ambientes (Ross et al., 2021).

Tendo em vista que a água é um bem vital e cada vez mais valioso e o esgotamento sanitário essencial para a sustentabilidade ambiental e promoção da saúde. O acesso a esses serviços de forma equânime é condição para a evolução da sociedade brasileira (Magalhães Filho & Paulo, 2017).

Existem também a Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020 que atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados (Brasil, 2020a).

Vale ressaltar que o processo da universalização do saneamento básico deduz garantir os direitos humanos fundamentais de obtenção à água potável e aos serviços de esgotamento sanitário em qualidade e quantidades adequadas (Costa, 2017).

Sobre esse aspecto quantitativo da universalização, da ampla cobertura dos serviços, o Brasil ainda tem muito a avançar. De acordo com dados (Brasil, 2020b), as regiões Norte e Nordeste apresentam os menores índices de atendimento dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário no Brasil.

### **2.3 Situação do esgotamento sanitário no Brasil**

Percebe-se que, em 2018, na média do país, o índice de atendimento total com rede de abastecimento de água é de 83,6%, com crescimento de 0,1 ponto percentual em relação ao índice calculado em 2017. Quanto ao índice de atendimento urbano de água em 2018, verifica-se que o índice reduziu em 0,2 ponto percentual em relação a 2017. Quanto ao índice de atendimento total com rede de esgotos, percebe-se que, em 2018, a média do país é igual a 53,2%. Já o índice de atendimento urbano com rede de esgotos, 60,9%. Portanto, registra-se, em 2018, um crescimento de 0,8 ponto percentual no índice total e 0,7 no índice urbano, quando comparados ao ano de 2017 (Brasil, 2020b).

Na análise por macrorregião, verifica-se que no Nordeste há um crescimento de 0,9 ponto percentual no índice de atendimento total de água em relação a 2017, que foi de 73,3% em 2017 para 74,2% em 2018. E para os índices de atendimento total com esgotos aponta o Nordeste com aumento de 1,1 ponto percentual. Na área urbana, as altas dos índices médios também aumentaram para o Nordeste com 1,5 ponto percentual (Brasil, 2020b).

Dessa forma, o bom desempenho das atividades regulatórias é essencial para o acompanhamento da evolução da eficiência do setor, constituindo um dos caminhos para o alcance da universalização (Medeiros & Rodrigues, 2019).

Analisando a abrangência estadual do sistema de coleta de esgoto sanitário, constatou-se que nos semiáridos cearense (45,3%), mineiro (41,2%) e potiguar (27,2%) os percentuais de sedes atendidas são superiores à média para o Semiárido, representado por (21,4%), enquanto os demais estados ficam bem abaixo, como é o caso do semiárido piauiense, que apresentou apenas 3,9% das sedes beneficiadas. Quanto ao tipo de rede coletora de esgoto nas sedes do semiárido brasileiro, evidenciou-se predomínio da rede separadora convencional (48,2% das sedes) - que capta e transporta, exclusivamente, esgoto sanitário ou água pluvial (INSA, 2014).

Mossoró situa-se na mesorregião do oeste potiguar e é o maior município do estado do Rio Grande do Norte em extensão territorial, ocupando uma área de 2.099,33 km<sup>2</sup> (IBGE, 2019), sendo o segundo município mais populoso do Rio Grande do Norte, ficando atrás apenas da capital Natal, apresentando uma população estimada de 300.618 habitantes, correspondente a 8% da população do estado, sendo 91,3% residentes da zona urbana e 8,7% da zona rural (IBGE, 2020).

O município de Mossoró possui 276,63 km de rede de esgoto implantada na zona urbana. A evolução anual do número de ligações no sistema de esgotamento foi significativa, partindo do valor de 8.690 em 2001, alcançando 26.600 ligações em 2013, 30.789 no ano de 2017 e chegando a 37.329 em maio/2019. Representando evolução mais expressiva entre os anos de 2017 e 2019 (Prefeitura Municipal de Mossoró, 2019).

A maior parte da rede coletora executada em Mossoró é do tipo convencional, ou seja, as unidades de coleta passam na rua e as caixas de inspeção são executadas em local de fácil acesso. Além do sistema convencional, existe também o sistema condominial, em que a coleta é concentrada em cada quadra urbana, que passa a ser vista como um condomínio, o que resulta em menores custos e facilidades de execução. Apesar disso, são encontradas algumas dificuldades na operação do sistema condominial, devido à falta de interesse da população ou ocorrência de problemas entre vizinhos (Peixoto et al., 2018).

Com mais da metade da demanda da cidade suprida pela água subterrânea, Souza et al., (2015) aponta que existem poços na área urbana cuja qualidade da água é afetada pela falta de saneamento básico. Além da falta de cuidados de higiene nos reservatórios domésticos e bebedouros de instituições.

## **2.4 Problemas ambientais e de saúde pública**

A demanda global por água potável está em um enfrentamento para acompanhar a crescente necessidade da população e das indústrias, que usam grandes quantidades de água e descarregam no meio ambiente grandes volumes de efluentes. A presença de diversos compostos nos efluentes, os tornam responsáveis por riscos ambientais significativos. Portanto, tratamentos adequados dos efluentes são essenciais antes de serem lançados ou descartados, para mitigar os problemas ambientais (Venugopal & Sasidharan, 2020).

A eutrofização é um dos problemas ambientais de corpos hídricos, causando perda de recursos biológicos terrestres e agravando as mudanças climáticas, demandando grande preocupação ambiental (Paul et al., 2021). O aumento da entrada de nutrientes nos corpos hídricos nas últimas décadas, aumenta a suscetibilidade à eutrofização (Kadiri et al., 2021). Estudos quantitativos e qualitativos relevantes dos efeitos da eutrofização dos corpos hídricos nas emissões de gases de efeito estufa

fizeram progressos substanciais, particularmente nos últimos cinco anos (Li et al., 2021).

Alguns dos produtos químicos responsáveis pela poluição da água incluem metais pesados, percloratos, compostos orgânicos voláteis, hidrocarbonetos de petróleo, pesticidas, medicamentos e subprodutos. A destinação indiscriminada de resíduos e atividades industriais, incluindo, desinfetantes, nitratos e fosfatos derivados de fertilizantes, adubos orgânicos, além dos resíduos de animais e humanos, poluem as águas (Jia & Zhang, 2020).

Já a agricultura representa um setor tipicamente caracterizado por uma alta demanda de água, cuja disponibilidade limitada de água doce é um problema de crescente preocupação em todo o mundo. A reutilização de águas residuais tratadas para irrigação de culturas comestíveis pode ser uma estratégia eficiente para reduzir a escassez de água. No entanto, a reutilização de águas residuais apresenta riscos para o ambiente e saúde humana devido à transferência de contaminação química de água para o solo e culturas comestíveis (Cuba et al., 2015).

Abrangendo problemas de saúde pública, tema do abastecimento de água está diretamente relacionado ao tema do esgotamento sanitário. Dentro do ciclo de abastecimento de água para o consumo humano há que se considerar o destino da água e dos dejetos, a fim de não contaminar as fontes de captação e de não incorrer num círculo vicioso responsável por muitas doenças, mortes precoces e outras consequências à saúde (Paludo & Borba, 2013).

Estas doenças representam uma das principais causas da morbimortalidade entre crianças com menos de 5 anos de idade em regiões com baixo desenvolvimento humano. Atualmente observa-se a redução expressiva da mortalidade infantil no Brasil, mas não se observa a mesma redução com a morbidade, representando um sério problema de saúde pública, pois demonstra inadequação nas ações de controle e, ou manutenção de seus determinantes, muito relacionada com as desigualdades de condições de vida (Torres, 2011).

Percebe-se que existem alguns entraves que dificultam a extensão de benefícios aos residentes em áreas rurais, municípios e localidades de pequeno porte. A partir dessa situação, a utilização do saneamento como instrumento de promoção da saúde implica na superação das barreiras tecnológicas, políticas e gerenciais que têm impedido a expansão desses acréscimos (Lisboa et al., 2013).

Existe relação entre a oferta deficitária dos serviços de saneamento básico e o alastramento das epidemias por arboviroses. A persistência da dengue e a recente introdução de outras arboviroses no Brasil, tais como a febre de Chikungunya e a febre do Zika, trazem ao país o desafio de combater, com eficiência, o mosquito vetor, o *Aedes aegypti* (Campos et al., 2015; Cardoso et al., 2015; Teixeira et al., 2015).

O aumento da incidência da dengue e de outras arboviroses em áreas urbanas está associado ao adensamento populacional, à urbanização desordenada, à intermitência da distribuição de água e ao transporte de pessoas e mercadorias, que facilitam a dispersão do vetor e dos vírus por todo o mundo (Zellweger et al., 2017). Outro fator seria a à condição imprópria de moradia, devido à ausência de saneamento básico e coleta de lixo (Souza et al., 2018).

A pandemia da COVID-19 além dos impactos evidentes na saúde, trouxe impactos significativos relacionados à água, que merecem uma investigação aprofundada. Isso inclui o estudo de estratégias para a identificação desses impactos e tecnologias para mitigá-los, no intuito de prevenir novos impactos, não apenas nos ecossistemas aquáticos, mas também em relação à saúde humana (Bandala et al., 2021).

Nem todos os microrganismos presentes em fontes de água e águas residuais são patogênicos. No entanto, algumas bactérias (como *Escherichia coli*, *Salmonella enterica* sorovar *Typhi*, *Shigella dysenteriae*, *Vibrio cholera* e *Legionella*), vírus (Enterovírus, vírus da hepatite, Rotavírus, Coronavírus, Adenovírus e Norovírus) e protozoários (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Entamoeba histolytica*) são conhecidos por causar problemas de saúde (Jia & Zhang, 2020).

Atualmente, não há evidências sobre a presença de *severe acute respiratory syndrome coronavirus 2* (SARS-CoV-2) em fontes de água superficiais e subterrâneas, o tratamento adequado dessas fontes de água, torna seu consumo e uso seguro. No entanto, há evidências de que o SARS-CoV-2 pode estar presente na matéria fecal de pessoas, e quando entra em contato com águas residuais, traz preocupação. Portanto as estações de tratamento de águas residuais devem ser monitoradas, buscando rastrear continuamente a possível ocorrência desse vírus ou de suas impressões genéticas nas instalações. Embora o vírus tenha estabilidade superficial (persistência) no ambiente, ele pode ser rapidamente inativado com desinfetantes, especialmente oxidantes, quando comparados com outros vírus entéricos humanos sem envelope com transmissão conhecida pela água (La Rosa et al., 2020; Rimoldi et al., 2020). Estudos recentes relataram a presença do vírus em águas residuais brutas, mas não em efluentes tratados,

indicando sua incapacidade de sobreviver ao processo de tratamento, reforçando a importância do tratamento de águas residuais (Rimoldi et al., 2020).

## **2.5 Reúso agrícola e florestal**

Com relação aos riscos para a saúde causados pelo uso de efluentes de estações de tratamento de esgotos, em atividades agrícolas, estudos apontam que é possível estabelecer três amplas categorias que podem ser afetadas: riscos aos consumidores; riscos para os trabalhadores e riscos para a população do entorno (Mannarino et al., 2013).

Os riscos aos consumidores são referentes à irrigação de quaisquer tipos de culturas, com efluente de reúso, sem quaisquer parâmetros de qualidade microbiológica e parasitológica, podendo também afetar os trabalhadores e as populações do entorno. No caso em que se limitam certos cultivos, tais como: produtos consumidos cozidos, se evita os riscos ao consumidor, porém não para o trabalhador e as comunidades vizinhas. A fim de proteger a saúde pública, precisam ser estabelecidas adequadas normas microbiológicas e parasitológicas que garantam a qualidade das águas de reúso destinadas para irrigação (Cuba et al., 2015).

Desse modo, nos anos de 1960, quando dominava o enfoque microbiológico referente aos riscos para a saúde, os esforços se concentravam na consideração dos riscos potenciais e não nos riscos efetivos. Para atender a essas diretrizes as normas para reúso de águas servidas na agricultura quase correspondiam a normas de qualidade para água potável, sendo estabelecidos para as águas de reúso uma concentração de patógenos ( $\leq 2,2$  coliformes  $100\text{mL}^{-1}$ ). Esse padrão foi adotado nos Estados Unidos, no estado da Califórnia, pioneiros no planejamento de reúso de efluentes tratados para irrigação. Anos mais tarde, recomendações da Organização Mundial de Saúde (OMS), para cultivos comidos crus, estabeleceram um nível menos restritivo, em que se podia alcançar com a cloração depois de um tratamento convencional, correspondendo a (100 coliformes  $100\text{mL}^{-1}$ ). (Schaer-Barbosa et al., 2014).

Nos anos 1980, devido à consideração de que os países subdesenvolvidos não dispunham de tratamentos avançados e de cloração das águas, esse nível também foi considerado, demasiadamente, restritivo. Foram propostas diretrizes mais realistas, principalmente, com enfoque em evidências epidemiológicas para avaliar os riscos à saúde (Mannarino et al., 2013).



## 2.6 Legislação aplicada ao reúso

No Brasil, não existem normas e padrões técnicos específicos para regulamentar e direcionar em nível nacional o reúso de águas residuárias, provavelmente devido à falta de tradição quanto à aplicação desta prática. Em 1997, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) lançou a Norma Brasileira (NBR) 13.969, que trata de providências e cuidados, assim como fornece instruções, a respeito do esgoto de origem doméstica (ABNT, 1997).

Com relação a normas técnicas internacionais, órgãos importantes como OMS, *Food and Agriculture Organization* (FAO) e *Environmental Protection Agency* (USEPA) publicaram diversos guias contendo diretrizes para o reúso de águas residuárias com fins agrícolas e florestais. Como exemplo, pode-se citar publicações da OMS de 1989 – “Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture” e de 2006 - “Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture”. A FAO publicou um importante documento, denominado “Wastewater treatment and use in agriculture - FAO irrigation and drainage - paper 47”, com diretrizes sobre o reúso de água. Além disso, a USEPA também publicou normas sugerindo categorias de reúso: urbano; agrícola; ambiental e recreacional; recarga de aquíferos e aumento do suprimento de água potável (Hespanhol, 2014).

Recentemente foi publicada a Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) nº 2, de 2 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias da Secretaria de Meio Ambiente do Governo do Estado do Ceará (SEMACE) nº 154, 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 (Ceará, 2017). Esta resolução apresenta nos Artigos 38, 39, 40 e 43 os padrões de reúso da água para atividades urbanas, irrigação paisagística, agrícola e florestal, e ambiental e industrial, como pode ser observado na Tabela 1.

**Tabela 1.** Padrões para reúso de água em atividades urbanas, irrigação paisagística, agrícola e florestal, ambiental e industrial.

Finalidade do Reúso	Artigo	Parâmetros	Valor
Urbano	38	Coliformes termotolerantes (CT)	Até 5000 CT 100 mL <sup>-1</sup>
		Ovos helmintos	Até 1ovo L <sup>-1</sup> de amostra
		Condutividade elétrica (CE)	Até 3000 µS cm <sup>-1</sup>
		pH	Entre 6,0 e 8,5
Irrigação paisagística		Coliformes termotolerantes (CT)	Até 1000 CT 100 mL <sup>-1</sup>
		Ovos helmintos	Até 1ovo L <sup>-1</sup> de amostra
		Condutividade elétrica (CE)	Até 3000 µS cm <sup>-1</sup>
		pH	Entre 6,0 e 8,5
Agrícola e Florestal	39	Coliformes termotolerantes	Culturas consumidas cruas com parte consumida em direto com a água de irrigação Não detectado (ND)
		Demais culturas	Até 1000 CT 100 mL <sup>-1</sup>
	Ovos de helmintos	Culturas consumidas cruas com parte consumida em direto com a água de irrigação Não detectado (ND)	
		Demais culturas	Até 1ovo L <sup>-1</sup> de amostra
	Condutividade elétrica (CE)	Até 3000 µS cm <sup>-1</sup>	
	Potencial hidrogeniônico (pH)	Entre 6,0 e 8,5	
	Razão de adsorção de sódio (RAS)	(15 mmolc L <sup>-1</sup> ) <sup>1/2</sup>	
Ambiental	40	Coliformes termotolerantes (CT)	Até 10.000 CT.100 mL <sup>-1</sup>
		Ovos helmintos	Até 1 ovo L <sup>-1</sup> de amostra
		Condutividade elétrica (CE)	Até 3000 µS cm <sup>-1</sup>
		Potencial hidrogeniônico (pH)	Entre 6,0 e 8,5
Industrial	43	A qualidade da água de reúso interno para uso dentro do processo industrial será de responsabilidade do empreendedor.	Atende aos artigos 38 ao 41

**Fonte:** Adaptado da Resolução COEMA n° 02/2017 (Ceará, 2017).

Os efluentes de qualquer fonte poluidora, de acordo com o Artigo 3° da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 430/2011, “somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis” como Resolução n° 02/2017 do COEMA, por exemplo. Essa incumbência, juntamente com a necessidade de se tratar os resíduos líquidos gerados, levou a indispensabilidade da utilização de sistemas de tratamento para que, por meio de processos físicos, químicos e biológicos, pudesse reduzir a poluição ambiental, a mortandade da biota e os custos com a utilização de águas de boa qualidade, bem como, melhorar a saúde pública (Brasil, 2011).

Em 2019, a ABNT, lançou a NBR 16.783 - Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações – que estabelece procedimentos e requisitos para caracterização, dimensionamento, uso, operação e manutenção de sistemas de fontes alternativas de água não potável em edificações com uso residencial, comercial, institucional, de serviços e de lazer (ABNT, 2019).

Baseada em evidências epidemiológicas atuais, a OMS refez suas diretrizes sobre o uso de efluentes tratados de estações de tratamento de esgotos para a agricultura e aquicultura, pois, percebeu-se que, na maioria dos países subdesenvolvidos as doenças eram decorrentes de helmintos intestinais. Assim, fez-se necessário aumentar o grau de eliminação desses, principalmente (Nematódeos: espécies de *Ascaris*, *Trichuris* e *Ancilostomas*), passando a exigir um nível  $\leq 1$  ovo L<sup>-1</sup>, e a recomendar uma diretriz bacteriana de 1000 NMP coliformes termotolerantes 100 mL<sup>-1</sup>, para a irrigação irrestrita a todos os cultivos. Com isso pode-se pensar em medidas de proteção, na forma de "barreiras" aos agentes etiológicos, entre elas, o tratamento de águas residuárias, a restrição de culturas a serem irrigadas, a seleção do método de irrigação e o controle de exposição humana (Barbosa, 2012).

## **2.7 Tecnologias de tratamento de águas residuárias**

Há alguns anos as principais regiões metropolitanas brasileiras vêm sofrendo escassez de água. O problema se agrava tanto pelas mudanças climáticas quanto por questões pontuais de grandes centros urbanos, como crescimento populacional, ocupação desordenada na área urbana e perto de mananciais; mudanças no ambiente hidrológico e a falta de planejamento das concessionárias de saneamento (falta de estudos de demanda e oferta de água, bem como de infraestrutura e fornecimentos intermitentes), intensificando a situação (Britto et al., 2019; Rodrigues & Villela, 2016).

No Brasil, as estações de tratamento de esgoto (ETE) atuam na remoção de nutrientes e sólidos em suspensão. Já as estações de tratamento de água (ETA) são responsáveis por retirar material em suspensão e coloidal, patógenos e algas. Por outro lado, processos avançados de tratamento são capazes de remover essas substâncias e promovem um efluente com melhor qualidade, podendo ser incorporados nas etapas de tratamento de águas residuais e em sistemas de tratamento de água potável (Mierzwa, 2017; Simões, 2016; Tran et al., 2017).

O cenário dos mananciais de abastecimento, os sistemas de tratamento ineficazes na remoção de poluentes e a escassez de água em metrópoles apontam o reúso potável direto como solução para promover a saúde. Esta prática consiste no tratamento avançado de efluentes domésticos seguido por tratamento convencional ou avançado em ETA. Ou seja, traduz-se em tratar e reusar o esgoto gerado em áreas urbanas, favorecendo a redução do estresse hídrico nas metrópoles, complementando o abastecimento público e oferecendo uma água de qualidade à população (Cruz & Mierzwa, 2020).

E diante de toda escassez e a imprevisibilidade do abastecimento de água, o setor agrícola já utiliza as águas residuais como fonte de água para sustentar a produção de alimentos agrícolas, utilizando diversas tecnologias para o tratamento de efluentes para reúso (Delanka-Pedigea, 2020).

O tanque séptico é considerado um bom reator para o tratamento primário dos esgotos, se dimensionado e implantado adequadamente, além de ser de fácil operação, construção e baixo custo econômico (FUNASA, 2018). Assim, são tanques que objetivam a retenção de sólidos flutuantes, decantação de sólidos sedimentáveis, alteração das características da fase líquida, deposição acúmulo e adensamento do lodo decantado em regime de decomposição anaeróbia, digestão parcial da escuma, e redução sensível do número de bactérias patogênicas (Reinaldo et al., 2012).

Os filtros anaeróbios são tanques de forma cilíndrica ou prismática de seção quadrada com fundo perfurado, preenchido com material inerte poroso que têm por finalidade proporcionar tratamento anaeróbio complementar ao obtido em tanques sépticos (Batista et al., 2013). Esses filtros, segundo Baettker et al. (2018), podem ser de fluxo ascendente ou descendente, possuindo em seu interior material de suporte para fixação da biomassa, proporcionando remoção satisfatória de poluentes com baixas concentração de sólidos suspensos.

Em meio as várias opções propostas para o tratamento de águas residuárias com elevada carga de material orgânico, destaca-se seu comportamento em Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou "*constructed wetlands*", também por serem de baixo custo de implantação e operação. Os SACs são reservatórios preenchidos com materiais porosos, de alta condutividade hidráulica, comumente constituídos por brita, que serve de suporte para o cultivo de macrófitas. No meio de suporte, apresenta-se um biofilme intercalado pelas raízes das plantas, o qual favorece a degradação de parte da matéria

orgânica em solução, remoção por meio de processos físicos dos sólidos sedimentáveis e sólidos suspensos, acontecendo a depuração das águas residuárias (Prata et al., 2013).

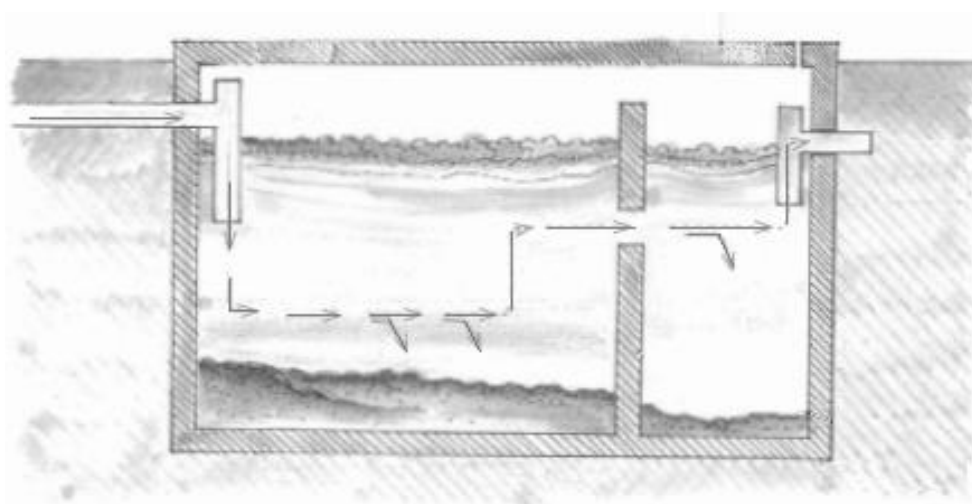
A região semiárida possui uma promissora alternativa de tratamento para águas cinzas e demais efluentes através do uso da energia solar como proposta de desinfecção, pois encontra-se entre as latitudes 15° norte e 35° sul, que auferem alto índice de radiação ultravioleta anualmente. Além das mais de três mil horas de sol por ano, ao mesmo tempo em que o efeito sinérgico (ação conjunta das radiações ultravioleta e infravermelha) dessas duas faixas de radiação aumenta a eficiência do método de tratamento (Cavalcante et al., 2018). Reinaldo et al. (2012), construiu reatores solares em alvenaria e fibra de vidro que possibilitam o armazenamento de esgoto doméstico para exposição direta à radiação solar para inativação dos microrganismos patogênicos, nos estados do Piauí e Maranhão, sendo necessários dois dias de exposição solar, independentemente da profundidade da lâmina da água residuária a ser tratada, para inativação dos microrganismos.

## **2.8 Desempenho de tanque séptico e reator solar**

### **2.8.1 Tanque Séptico**

O tanque séptico é recomendado para utilização geralmente em áreas que não possuem rede pública coletora de esgoto, como alternativa de tratamento de esgotos em áreas providas de rede coletora local (Feitosa, 2016). Uma parte dos patógenos é removida pela sedimentação: sólidos se depositam no fundo do tanque levando consigo bactérias, vírus, ovos de helmintos ou cistos de protozoários. O tempo de retenção do esgoto no tanque é importante para que ocorra a predação e morte natural dos patógenos. Quanto maiores o tempo de detenção e a temperatura, maior a redução de patógenos. Ideal 1 a 3 dias, a 35° C (FUNASA, 2018). O Funcionamento geral de um tanque séptico pode ser visualizado na Figura 1.

**Figura 1.** Funcionamento geral de um tanque séptico.



**Fonte:** Funasa (2018).

Feitosa et al. (2011) desenvolveram uma estação de tratamento e uso agrícola de água residuária doméstica para o semiárido brasileiro dotada de uma caixa de gordura, um tanque anaeróbio, um filtro inorgânico, um sistema alagado construído e um reator solar; e verificaram remoções significativas dos atributos turbidez, coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, sólidos totais e suspensos, fósforo e óleos e graxas. O valor médio de radiação solar de  $29 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e tempo de exposição de 12 h propiciaram remoções de até 99% nos níveis populacionais de coliformes totais e de coliformes termotolerantes, respectivamente.

Moura et al. (2011), também monitoraram uma estação de tratamento e uso agrícola de água residuária no semiárido brasileiro constituída de um tanque de equalização, um tanque séptico, um filtro anaeróbio e um reator solar. Com este sistema alcançaram remoções de demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio de até 88 e 81%, respectivamente, e com um valor médio de radiação solar de  $28 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e tempo de exposição de 12 h alcançaram-se remoções de até 99% na população de coliforme total e coliforme fecal, respectivamente.

Reinaldo et al. (2012) e Batista et al. (2013) analisaram o desempenho de um sistema de tratamento e uso agrícola de água residuária doméstica no semiárido brasileiro dotado de um tanque séptico, dois filtros biológicos, um sistema alagado construído e um reator solar; e constataram que o sistema removeu significativamente os atributos turbidez, coliformes totais e termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, sólidos totais, sólidos suspensos, fósforo total,

nitrogênio total e óleos e graxas. A associação de radiação solar média de 25 a 29 MJ m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, lâmina de 0,10 m de efluente no reator e tempo de exposição solar de 12 h permitiu remoção de até 99% dos coliformes termotolerantes no efluente.

No trabalho de Cavalcante et al. (2018) foi monitorado um sistema de tratamento e uso agrícola de água residuária doméstica no semiárido brasileiro constituído por um tanque de equalização, um tanque séptico, um filtro orgânico e um reator solar. Os referidos autores constataram que o sistema propiciou remoção média de demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio de 87 e 72%, respectivamente. Houve redução de 92 e 99% na população de coliformes totais e de *Escherichia coli* (*E. coli.*), respectivamente, com a exposição de uma lâmina de 0,10 m do efluente à radiação solar por 8 h, entretanto os autores apontaram que se essa exposição for prolongada para mais de 12 h, os níveis populacionais desses microrganismos podem decair e conseguir atender o padrão nacional e internacional de reúso agrícola e florestal.

### 2.8.2 Reator Solar

O Sol possui um papel de extrema importância para a existência dos seres humanos e o Brasil, principalmente a região Nordeste, possui uma posição geográfica privilegiada para explorar a luz solar. O Sol representa uma fonte renovável de energia para a humanidade, tornado possível sua transformação, possibilitando o seu uso diário (Santos & Jabbour, 2013).

A desinfecção de esgotos é uma barreira sanitária indispensável quando se pretende aproveitar o potencial de multiplicidade de uso das águas sem causar danos ou riscos à saúde da população, especialmente quando se faz o uso expressivo dos recursos hídricos para a diluição de despejos e levando-se em consideração o contexto atual de urgente consolidação das práticas de reúso de esgotos sanitários (Pedroso et al., 2018).

A radiação solar é uma opção promissora, tendo em vista a natureza não poluente e sua permanente disponibilidade. Uma possível aplicação da radiação solar é a desinfecção de águas residuárias, reduzindo assim a contaminação ambiental e aumentando a disponibilidade de águas para reúso, através de reatores solares. O reator solar é um tanque impermeabilizado em alvenaria ou fibra de vidro que possibilitam o armazenamento de esgoto doméstico, projetado por Sánchez-Román onde as águas

residuárias domésticas encontram-se expostas à incidência de radiação solar para inativação de microrganismos patogênicos (Carvalho et al., 2018).

Segundo SODIS (2015), 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.

A radiação solar, que tem como destaque a radiação ultravioleta (UV), está associada as alterações causadas às essas cadeias do ácido desoxirribonucleico (DNA) dos microrganismos, ocasionando a perda da sua atividade biológica seguida da morte celular, pela incapacidade de se reproduzir (Queluz & Sánchez-Román, 2014).

Entretanto, devido à grande dificuldade na implementação de sistemas de tratamento tanto quanto mão de obra para operá-lo, principalmente em regiões em desenvolvimento, faz-se necessário recorrer a métodos e tecnologias alternativas para o tratamento dessa água. Dessas alternativas, destaca-se o uso da radiação solar, também conhecida como desinfecção solar das águas (SODIS), recomendado pela Organização das Nações Unidas (ONU) para tratamento da água para domicílios familiares, por tratar-se de um sistema simples, bastante viável financeiramente, eficiente, que não gera resíduos e que é utilizado em mais de 15 países da África, Ásia e América Latina (SODIS, 2015). O Sistema para desinfecção solar de águas residuárias domésticas adotado por Queluz & Sánchez-Román (2014) pode ser visualizado na Figura 2.

**Figura 2.** Sistema para desinfecção solar de águas residuárias domésticas.



**Fonte:** Queluz & Sánchez-Román (2014).



Diante do exposto, entende-se que para o tratamento de água residuária sanitária existem diversos tipos de tecnologias, entretanto, o semiárido brasileiro demanda àquelas que sejam eficientes, de baixo custo de instalação e manutenção e que não utilizem produtos químicos na remoção dos poluentes, conforme destacado nos trabalhos de Feitosa et al. (2011), Moura et al. (2011), Reinaldo et al. (2012), Batista et al. (2013) e Cavalcante et al. (2018), que desenvolveram e monitoraram estações de tratamento e uso agrícola de água residuárias domésticas, no semiárido brasileiro contendo essas características.

Queluz et al. (2015), trabalhou com um sistema de tratamento e de desinfecção de águas residuárias domésticas composto por um tanque séptico e três reatores de desinfecção solar. A utilização de tanque séptico teve como principal objetivo obter um efluente com uma menor concentração de sólidos em suspensão. Essa unidade de tratamento primário de água residuária doméstica retém a parte sólida e inicia o processo biológico de purificação da parte líquida do efluente, com um tempo de detenção hidráulica de 24 horas.

Batista et al. (2013) utilizou a desinfecção solar no semiárido potiguar. A junção da radiação solar de  $25,16 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , lâmina de 0,10 m de efluente e tempo de exposição solar de 12 h, permitiu remoção de até 99,99% dos coliformes termotolerantes; o efluente tratado apresentou padrão microbiológico atendendo as diretrizes estaduais para fertirrigação de cultivos agrícolas não consumidos crus.

Silva (2012) trabalhou com efluente da suinocultura em reatores solares onde as temperaturas variaram entre  $21,30 \text{ }^{\circ}\text{C}$  e  $26,50 \text{ }^{\circ}\text{C}$ , no estado de Minas Gerais, apresentando uma turbidez de até 82 Unidade de Turbidez Nefelométrica (UNT), no entanto por obter baixas temperaturas, foi necessários três dias de exposição à radiação solar para o efluente tratado atingir um nível adequado para uso na agricultura, seguindo os parâmetros recomendados pela OMS.

Em tratamento aplicado no período em que o clima apresentava céu encoberto por nuvens, com intervalos curtos de baixa precipitação de chuva e temperatura média de  $19,3^{\circ}\text{C}$  os resultados obtidos não foram satisfatórios para o objetivo da técnica. A utilização da técnica no período de inverno mostrou-se ineficiente para 8 h de exposição à radiação solar, pois não houve inativação dos bioindicadores recomendados pela OMS para água potável (Silva et al., 2013).

De acordo com a norma, a qualidade microbiológica das águas é avaliada pelo monitoramento de bactérias patogênicas, incluindo coliformes totais e *E. coli*, sendo o

último um apontador específico de contaminação fecal. A tecnologia de desinfecção no tratamento de efluentes através da radiação solar, no Brasil, ainda é utilizada de forma insuficiente, fato possivelmente imposto à baixa qualidade dos rejeitos gerados nas estações de tratamento em relação aos parâmetros turbidez e presença de sólidos, além de informações imprecisas na literatura nacional sobre os custos associados à instalação e à operação das unidades UV apesar de Metcalf & Eddy (2016), abordarem a viabilidade econômica do uso dessa radiação em comparação ao cloro para a desinfecção de efluentes, especialmente quando se considera a necessidade de descloração posterior dos resíduos antes do seu lançamento em corpos d'água (Pedroso et al., 2018).

Uma desvantagem em potencial do emprego da radiação UV é a probabilidade de ocorrência dos mecanismos de recuperação do dano sofrido pelos microrganismos irradiados, dos quais os basais são a fotorreativação, quando a inativação acontece na presença de luz, e a recuperação no escuro, o fenômeno ocorre sem a dependência da luz. Estes fenômenos podem impedir a eficácia da desinfecção UV ou mesmo inviabilizar o uso dessa tecnologia, uma vez que as concentrações remanescentes dos microrganismos-alvos podem aumentar novamente, representando, assim, uma barreira para alcançar níveis confiáveis de desinfecção (Hallmich & Gehr, 2010). Segundo Rodriguez et al. (2014), o mecanismo de desinfecção por radiação UV ocorre devido à incapacidade da bactéria recuperar-se dos danos provenientes da radiação. Caso a radiação não seja suficientemente intensa para causar danos letais à célula, uma fotorreativação pode ocorrer gerando mutações no organismo.

A radiação UV atua como um processo físico de desinfecção em que a inativação microbiana ocorre quando a radiação emitida atinge importantes grupos bioquímicos, ocasionando lesões irreversíveis e impede a reprodução de microrganismos. O dano está relacionado a intensidade de radiação, capacidade de absorção e ao tempo de exposição nessa radiação. O efeito germicida alcança efetividade máxima num comprimento de onda de 260 nm, ao qual atua diretamente nas bases hidrogenadas do ácido desoxirribonucleico (DNA) e ribonucleico (RNA) (Neves et al., 2020), incapacitando a reprodução celular, a partir de alterações das funções enzimáticas dos microrganismos (Hallmich & Gehr, 2010; Rodriguez et al., 2014).

## REFERÊNCIAS GERAIS

- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 16.783. Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Rio de Janeiro: ABNT, 2019. 19p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 13.969. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 60p.
- Batista, R. O.; Reinaldo, G. P. B.; Freire Segundo, J. M.; Lemos Filho, L. C. A.; Silva, P. C. M.; Santos, D. B. Sistema ecológico para tratamento de esgoto primário em assentamentos rurais do semiárido brasileiro. *Revista Agrarian*, v.6, n.22, p.438-447 2013.
- Baettker, E. C.; Carvalho, K. Q.; Freire, F. B.; Passig, F. H.; Morais, J. L. Materiais alternativos como meio suportes de filtros anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário sintético. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.23 n.6, 2018.
- Bandala, E. R.; Kruger, B. R.; Cesarino, I.; Leão, A. L.; Wijesiri, B.; Goonetilleke, A. Impacts of the COVID-19 pandemic on the path from wastewater to surface water: a review. *Science of The Total Environment*, 145586. 2021 Doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145586
- Barbosa, M. S. A percepção de agricultores familiares e formuladores de políticas – o reúso da água no semiárido baiano. Salvador, UFBA, 2012. Tese de doutorado.
- Brasil. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. Brasília, DOU, Edição 135, Seção 1, p. 1 2020a.
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019. Brasília: SNIS/MDR, 2020b. 180 p.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 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,

- 2011asil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019. Brasília: SNIS/MDR, 2020b. 180 p.
- Brasil. Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE). Resolução nº 115, de 23 de novembro de 2017. Aprova a Proposição nº 11 acrescenta municípios a relação aprovada pela Resolução CONDEL nº 107, e 27 de julho de 2017. Brasília: DOU, p. 32-34, 2017.
- Britto, A. L.; Maiello, A.; Quintslr, S. Water supply system in the Rio de Janeiro Metropolitan Region: open issues, contradictions, and challenges for water access in an emerging megacity. *Journal of Hydrology*, v. 573, p. 1007-1020, 2019.
- Cavalcante, F. L.; Bezerra, J. M.; Batista, R. O.; Silva, K. B., Mendes, H. C. Análise de componentes principais aplicada à desinfecção solar de águas cinza para reúso no semiárido potiguar. *Irriga*, v. 23, n. 3, p. 480-492, julho-setembro, 2018.
- Campos, G. S.; Bandeira, A. C.; Sardi, S. I. Zika virus outbreak, Bahia, Brazil. *Emerg Infect Dis* 2015.
- Carvalho, N. L.; Barcellos, A. L.; Hentz, P. Tecnologias para reutilização de águas residuárias. *Revista Gestão e Desenvolvimento em Contexto – GEDECON. Edição Especial – IV Fórum de Sustentabilidade*, 2018.
- Cardoso, C. W.; Paploski, I. A.; Kikuti, M.; Rodrigues, M. S.; Silva, M. M.; Campos, G. S. Outbreak of exanthematous illness associated with Zika, Chikungunya, and dengue viruses, Salvador, Brazil. *Emerg Infect Dis*, 2015.
- CEARÁ. Resolução COEMA nº 2 de 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. *Diário Oficial do Estado do Ceará*, Fortaleza, 2002.
- Costa, T. A. Cidade Ignorada: um retrato da universalização do saneamento em assentamentos precários no entorno da Billings e Guarapiranga. São Paulo, USP, 2017. Dissertação de mestrado.
- Cruz, N.; Mierzwa, J. C. Saúde pública e inovações tecnológicas para abastecimento público. *Saúde e Sociedade*, v. 29, n. 1, e180824, 2020. Doi: 10.1590/S0104-12902020180824
- Cheng, S.; Li, Z.; Nazim Uddin, S.M.; Mang, H.; Zhou, X.; Zhang, J.; Zheng, L.; Zhang, L. Toilet revolution in China. *Journal of Environmental Management*, 216, p. 347-356, 2018.
- Cuba, R. S.; Carmo, J. R.; Souza, C. F.; Bastos, R. G. Potencial de efluente de esgoto doméstico tratado como fonte de água e nutrientes no cultivo hidropônico de alface. *Ambi-Agua*, v. 10, n. 3, p. 574-586, 2015 <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1575>.

- Delanka-Pedigea, H.M.K., Chenga, X., Munasinghe-Arachchigea, S.P., Bandaraa, G.L.C.L., Zhanga Y. Xua, P., Schaubb T., Nirmalakhandana N. Conventional vs. algal wastewater technologies: Reclamation of microbially safe water for agricultural reuse. *Algal Research*, v. 51, 102022, 2020 Doi: <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102022>
- Feitosa, A. P. Avaliação de sistema de tratamento da água cinza e reúso da água no semiárido brasileiro. Mossoró, UFERSA, 2016. Tese de doutorado.
- Feitosa, A. P.; Lopes, H. S. S.; Batista, R. O.; Costa, M. S.; Moura, F. N. Avaliação de sistema para tratamento e aproveitamento de água cinza em áreas rurais do semiárido brasileiro. *Engenharia Ambiental*, v. 8, n. 3, p. 196-206, 2011.
- Fundação Nacional de Saúde - Funasa. CataloSan: catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde; Paula Loureiro Paulo, Adriana Farina Galbiati, Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho. Campo Grande: UFMS, 2018. 50 p
- Fundação Nacional de Saúde - Funasa. Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS Brasília: Funasa, 2014. 112p.
- Fundação Nacional de Saúde - Funasa. Manual de orientações técnicas para elaboração e apresentação de propostas e projetos para sistemas de esgotamento sanitário. Brasília: Funasa, 2017. 38p.
- García-Gil, Á.; Pablos, C.; García-Muñoz, R.A.; McGuigan, K.G.; Marugán, J. Material selection and prediction of solar irradiance in plastic devices for application of solar water disinfection (SODIS) to inactivate viruses, bacteria and protozoa. *Science of The Total Environment*, v. 730, 139126, 2020. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139126
- Gude, V.G.; Muire, P.J. Preparing for outbreaks – Implications for resilient water utility operations and services. *Sustainable Cities and Society*, v. 64, 102558, 2021. doi: 10.1016 / j.scs.2020.102558
- Hallmich, C.; Gehr, R. Effect of pre- and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents. *Water Research*, v.44, n. 9, p. 2885-2893, 2010.
- Hespanhol, I. Normas anormais. *Revista DAE*, nº 194, p. 6-23, 2014. Doi: <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.001>
- Hong, Y.; Huang, G.; An, C.; Song, P.; Xin, X.; Chen, X.; Zhang, P.; Zhao, Y.; Zheng, R. Enhanced nitrogen removal in the treatment of rural domestic sewage using vertical-flow multi-soil-layering systems: experimental and modeling insights. *Journal of Environmental Management*. v. 240, p. 273–284, 2019.
- INSA. Instituto Nacional Do Semiárido. Esgotamento sanitário: panorama para o semiárido brasileiro. Campina Grande: INSA, 2014. 63p.

- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE Cidades. 2020. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/mossoro/historico>. Acesso em: Jan 2020.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE Cidades. 2019. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/mossoro/historico>. Acesso em: Jan 2020.
- Jia, S.; Zhang, X. Biological HRP in wastewater. In: High-risk pollutants in wastewater. Elsevier, p. 41–78. 2020.
- La Rosa, G.; Bonadonna, L.; Lucentini, L.; Kenmoe, S.; Suffredini, E. Coronavirus in water environments: Occurrence, persistence and concentration methods-A scoping review. *Water Research*, v. 179, 115899, 2020.
- Lisboa, S. S.; Heller, L.; Silveira, R. B. Desafios do planejamento municipal de saneamento básico em municípios de pequeno porte: a percepção dos gestores. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. vol.18 no.4, 341-348, 2013.
- Li, Y.; Shang, J.; Zhang, C. The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: a review. *Science Total Environment*, v. 768, 144582, 2021.
- Kadiri, M., Zhang, H., Athanasios Angeloudis, A. Matthew D. Piggott, M. D. Assessing the risk of eutrophication of an artificial tidal lagoon. *Ocean & Coastal Management*. v. 203, 105490, 2021.
- Massa, K. H. C.; Chiavegatto Filho, A. D. P. Saneamento básico e saúde autoavaliada nas capitais brasileiras: uma análise multinível. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 23, e200050, 2020.
- Magalhães Filho, F. J. C.; Paulo, P. L. Abastecimento de água, esgotamento doméstico e aspectos de saúde em comunidades Quilombolas no Estado de Mato Grosso do Sul. *Revista Interações*, v. 18, n. 2, p. 103-116, 2017. DOI: [hS p://dx.doi.org/10.20435/inter.v18i2.1435](https://dx.doi.org/10.20435/inter.v18i2.1435)
- Mannarino, C. F.; Moreira, J. C.; Ferreira, J. A.; Arias, A. R. L. Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. *Revista Ciência & Saúde Coletiva*, vol.18, n.11, p.3235-3243, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232013001100014>.
- Metcalf & Eddy, Inc. *Wastewater engineering - treatment and reuse*. 4. ed. Nova York: McGraw-Hill, p.567-578, 2016.
- Medeiros, V.; Rodrigues, C. T. Políticas públicas municipais, universalização e eficiência no setor de saneamento básico: uma análise para os municípios mineiros. *Planejamento e políticas públicas*, n. 53, p.183-210, 2019.
- Mierzwa, J. C. *Processos de separação por membranas de água e efluentes*. São Paulo: Vídeo, 2017. 48 slides, color.

- Moura, F. N.; Batista, R. O.; Silva, J. B. A.; Feitosa, A. P.; Costa, M. S. Desempenho de sistema para tratamento e aproveitamento de esgoto doméstico em áreas rurais do semiárido brasileiro. *Engenharia Ambiental*, v. 8, n. 1, p. 264-276, 2011.
- Neves, A. C.; Polinarski, M. A.; Rosado, F. R.; Rosado, A. F.; Silva, E. A.; Alves, H. J. Effect of ultraviolet radiation on inactivation of microorganisms present in Brazilian diesel fuel. *Biofuels, Bioproducts And Biorefining*, v. 14, p. 1152-1162, 2020.
- OMS. Organização Mundial da Saúde. Water, sanitation, hygiene, and waste management for SARS-CoV-2, the virus that causes COVID-19 Interim guidance, 60p. 2020.
- OMS. Organização Mundial da Saúde. Diminuindo diferenças: a prática das políticas sobre determinantes sociais da saúde: documento de discussão. Rio de Janeiro: OMS; 28p. 2012.
- Paul, S.S. B.; Gogoi, N. Primacy of ecological engineering tools for combating eutrophication: An ecohydrological assessment pathway, *Science of the Total Environment*, 143171, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143171>
- Paludo, J. R.; Julian Borba, J. Water supply and sewerage system: comparative study of management models in Santa Catarina. *Ambiente & Sociedade*. São Paulo, v. XVI, n. 1, p. 59-76, 2013.
- Peixoto, F. S.; Felix Neto, J. M.; Gomes, I. N.; Dias, G. H. Índice de saneamento ambiental da área urbana do Município de Mossoró – RN. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.11, n. 6, p. 2130-2139, 2018.
- Pedroso, C. R.; Souza, J. B.; Kovalski, T.; Vidal, C. M. S.; Martins, K. G. Inativação de microrganismos indicadores de contaminação fecal por radiação ultravioleta e avaliação dos fenômenos de fotorreativação e recuperação no escuro. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, 23, n. 5, p. 987-994, 2018.
- Prata, R. C. C.; Matos, A. T.; Cecon P. R.; Monaco, P. A. V. L.; Pimenta, L. A. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. *Revista de Engenharia Agrícola*, v.33, n.6, p.1144-1155, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162013000600007>
- Prefeitura Municipal de Mossoró, Plano de Desenvolvimento para o Sistema de Saneamento Básico do Município de Mossoró: produto II – relatório técnico I – diagnóstico da situação atual do saneamento básico do Município. p.105. 2019.
- Queluz, J. G. T.; Nicolete, D. A. P.; Alves, T. R.; Sánchez-Román, R. M. Estimativa do tempo de exposição à radiação solar para desinfecção de águas residuárias domésticas. *Scientia Plena*, v. 11, n. 5, p. 1-6, 2015.
- 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, p. 35-44, 2014.

- Reinaldo, G. P. B.; Batista, R. O.; Silva, P. C. M.; Lemos Filho, L. C. A.; Ferreira Neto, M.; Santos, D. B. Desempenho de sistema decanto-digestor com filtro biológico seguido por alagado construído e reator solar no tratamento de esgoto doméstico. *Ambi-Agua*, v. 7, n. 2, p. 62-74, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.723>
- Rimoldi, S. G.; Stefani, F.; Gigantiello, A.; Polesello, S.; Comandatore, F.; Mileto, D.; Maresca, M.; Longobardi, C.; Mancon, A.; Romeri, F.; Pagani, C.; Moja, L.; Gismondo, M. R.; Salerno, F. Presence and vitality of SARS-CoV-2 virus in wastewaters and rivers. *Science of The Total Environment*, v 744, 140911, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140911>
- Rodrigues, C.; Villela, F. N. J. Disponibilidade e escassez de água na Grande São Paulo: elementos-chave para compreender a origem da atual crise de abastecimento. *Geosp*, v. 19, n. 3, p. 399-421, 2016.
- Rodriguez, R. A.; Bounty, S.; Beck, S.; Chan, C.; Mcguire, C.; Linden, K.G. Photoreactivation of bacteriophages after UV disinfection: role of genome structure and impacts of UV source. *Water Research*, v. 55, p. 143-149, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.065>
- Ross, I.; Cumming, O.; Dreibelbis, R.; Adriano, Z.; Nala, R.; Greco, G. How does sanitation influence people's quality of life? Qualitative research in low-income areas of Maputo, Mozambique. *Social Science & Medicine*, v. 272, 113709, 2021. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2021.113709>
- Rocha, R.; Soares, R. R. Water scarcity and birth outcomes in the Brazilian semiarid. *Journal of Development Economics*, v 112, p. 72-91, 2015. DOI: 10.1016/j.jdeveco.2014.10.003
- Santos, E. S.; Mota, S.; Santos, A. B.; Monteiro, C. A. B.; Fontenele, R. M. M. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 16, n. 1, p. 45-54, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000100008>
- Santos, J. B.; Jabbour, C. J. C. Adoção da energia solar fotovoltaica em hospitais: revisando a literatura e algumas experiências internacionais. *Saúde e Sociedade*, v. 22, n. 3, p. 972-977, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0104-12902013000300026>
- Sampaio, P. R. P.; Sampaio, R. S. The challenges of regulating water and sanitation tariffs under a three-level shared-authority federalism model: The case of Brazil. *Utilities Policy*, v. 64, 101049, 2020. doi: 10.1016/j.jup.2020.101049
- Santiago-Díaz, Á.L.; García-Albortante, J.; Salazar-Pelaez, M. L.; UASB-septic tank as an alternative for decentralized wastewater treatment in Mexico. *Environmental Technology*, v. 2, n. 3, p. 1-13, 2011.
- Sharma, M. K.; Kazmi, A. A. Anaerobic onsite treatment of black water using filterbased packaged system as an alternative of conventional septic tank. *Ecological Engineering*, v. 75, p. 457-461 DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.12.014



- Silva, E. P. Influência da altura da lâmina e da turbidez da água residuária de suinocultura em sistema de desinfecção solar. Dissertação de mestrado. Viçosa, UFV, 2012.
- Simões, C. P. P. Avaliação operacional e remoção de bisfenol-a no tratamento de água por diferentes tipos de membranas: avaliação em escala piloto. Dissertação de mestrado. Brasília, UNB, 2016.
- Souza, R. S.; Souza, L. S.; Souza, N. J.; Amaral, L. M. Saneamento básico no estado de Roraima: situação atual e perspectivas. *Revista Porto Alegre*, v. 21, n. 2, p. 151-161, 2015.
- Souza, K. R.; Santos, M. L. R.; Guimarães, I. C. S.; Ribeiro, G. S.; Silva, L. K. Saberes e práticas sobre controle do *Aedes aegypti* por diferentes sujeitos sociais na cidade de Salvador, Bahia, Brasil. *Caderno de Saúde Pública*, v.34, n.5, e00078017, 2018 <https://doi.org/10.1590/0102-311x00078017>.
- SODIS. Solar Water Disinfection. Research: Microbiology. The Swiss Federal Institute, Environmental Science and. 2586-2593, 2015.
- Schaer-Barbosa, M.; Santos, M. E. P.; Medeiros, Y. D. P. Viabilidade do reúso de água como elemento mitigador dos efeitos da seca no semiárido da Bahia. *Ambiente e Sociedade*. v.17, n.2, p. 17-32, 2014.
- Teixeira, M. G.; Andrade, A. M.; Costa, M. C.; Castro, J. N.; Oliveira, F. L.; Goes, C. S. East/Central/South African genotype chikungunya virus, Brazil, 2015. *Emerging Infectious Diseases*, v. 21, n. 5, p. 906-9077 doi: 10.3201/eid2105.141727 2015.
- Ting, S.C.; Ismail, A.R.; Malek, M. A. Development of effluent removal prediction model efficiency in septic sludge treatment plant through clonal selection algorithm. *Journal of Environmental Management*, 129, p. 260-265, 2013.
- Torres, D. M. Decaimento bacteriano em lagoas de estabilização no Nordeste brasileiro. Dissertação de mestrado. Natal, UFRN. 2011.
- Tran, Q. K.; Jassby, D.; Schwabe, K. A. The implications of drought and water conservation on the reuse of municipal wastewater: recognizing impacts and identifying mitigation possibilities. *Water Research*, v. 124, p. 472-481, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.069>
- Venugopal, V.; Sasidharan, A. Seafood industry effluents: environmental hazards, treatment and resource recovery. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 104758, 2020. doi: 10.1016/j.jece.2020.104758
- Yates, C.A.; Johnes, P.J.; Spencer, R.G.M. Characterisation of treated effluent from four commonly employed wastewater treatment facilities: a UK case study. *Journal of Environmental Management*, v. 232, p. 919–927, 2019.
- Zellweger, R. M.; Cano, J.; Mangeas, M.; Taglioni, F.; Mercier, A.; Despinoy, M.; Socioeconomic and environmental determinants of dengue transmission in an urban

setting: an ecological study in Nouméa, New Caledonia. PLoS Negl Trop Diseases, v. 11, n. 4, e0005471, 2017. DOI: 10.1371/journal.pntd.0005471

Zhaoa, Q.; Dua, C.; Jiab, Y.; Yuanb, J.; Songb, G.; Zhoub, X.; Sunc, S.; Zhoua, C.; Zhaoa, L.; Yanga, S. Solar-powered Janus membrane for one-step conversion of sewage to clean water. Chemical Engineering Journal, v. 387, 124131, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124131>

# CAPÍTULO 1 - INDICADORES DO DESEMPENHO DE SISTEMA ECOLÓGICO DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA

## RESUMO

As águas residuárias exigem tratamento e destinação adequada; caso contrário haverá o risco de poluição do solo, contaminação dos recursos hídricos e danos à saúde pública. O reúso da água é um eficiente instrumento de gestão dos recursos hídricos se tornando uma alternativa na minimização da escassez hídrica no semiárido brasileiro. Diante do exposto, neste trabalho objetivou-se monitorar a remoção de atributos físico-químicos e microbiológicos de água residuária sanitária por meio de uma estação de tratamento. Para isso, foi construído na área experimental da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Mossoró-RN, um sistema de tratamento composto por um tanque séptico, um reator solar e uma vala de infiltração. Entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, foram realizadas 12 amostragens na entrada do tanque séptico (P1) e dentro do reator solar (P2), após a exposição do efluente por 12h a radiação ultravioleta solar. Para os pontos de coleta foram caracterizados os seguintes atributos: demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez (TB), sólidos suspensos totais (SST), sólidos totais (ST), coliformes totais (CT), *E. coli*, pH, condutividade elétrica (CE),  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ , P,  $K^+$ ,  $Cl^-$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $HCO_3^-$ , razão de adsorção de sódio, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd e Ni. Também foram monitoradas a temperatura e a radiação solar no dia da coleta para as 12h de exposição do efluente. Os resultados foram submetidos à análise descritiva e a análise multivariada. A variável *E. coli*, obteve uma redução média de 99,94% diminuindo o equivalente a 4 unidades logarítmicas. Para CT a redução média foi de 99,45%, apresentando uma redução de 3 unidades logarítmicas. A remoção média de TB foi de 77,94%. Já os SST apresentaram uma remoção média de 70,47%. O Cu e o Zn, obtiveram uma remoção média de 100% e 69,44%, respectivamente, enquanto o Pb obteve uma remoção média de 62,22%. Todos os atributos que tiveram redução, ficaram com índices abaixo do índice recomendado pela legislação para reúso de efluentes sanitários, indicando alta eficiência do tratamento biológico. A ACP, permitiu reduzir as variáveis de 23 para 7, com maior correlação entre CT,  $DBO_{5,20}$ ,  $CO_3^{2-}$ , Cd,  $Cl^-$ , Pb e pH no efluente de P1 e de 22 para 5 para o efluente de P2, com maior correlação entre  $K^+$ , Zn, *E. coli*, TB e Fe.

**Palavras-chave:** Reúso Agrícola. Radiação Solar. Efluente. Análise Multivariada.

## CHAPTER 1 - PERFORMANCE INDICATORS OF THE ECOLOGICAL SYSTEM FOR THE TREATMENT AND AGRICULTURAL USE OF SANITARY RESIDUARY WATER

### ABSTRACT

Wastewater requires treatment and proper disposal; otherwise there will be a risk of soil pollution, contamination of water resources and damage to public health. The reuse of water is an efficient instrument for the management of water resources, becoming an alternative in minimizing water scarcity in the Brazilian semiarid region. Given the above, this study aimed to monitor the removal of physical-chemical and microbiological attributes from sanitary wastewater through a treatment plant. For this purpose, a treatment system consisting of a septic tank, a solar reactor and an infiltration ditch was built in the experimental area of the Federal Rural University of the Semi-Arid (UFERSA), campus Mossoró-RN. Between May of 2018 and April of 2019, 12 samples were taken at the entrance of the septic tank (P1) and inside the solar reactor (P2), after the effluent was exposed to solar ultraviolet radiation for 12 hours. For the collection points, the following attributes were characterized: biochemical oxygen demand ( $BOD_{5,20}$ ), chemical oxygen demand (COD), turbidity (TB), total suspended solids (TSS), total solids (TS), total coliforms (TC), *E. coli*, pH, electrical conductivity (EC),  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ , P,  $K^+$ ,  $Cl^-$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $HCO_3^-$ , sodium adsorption ratio, Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd and Ni. The temperature and solar radiation were also monitored on the day of collection for 12 noon of exposure of the effluent. The results were submitted to descriptive analysis and multivariate analysis. The *E. coli* variable, obtained an average reduction of 99.94%, decreasing the equivalent to 4 logarithmic units. For TC the average reduction was 99.45%, showing a reduction of 3 logarithmic units. The average removal of TB was 77.94%. TSS, on the other hand, had an average removal of 70.47%. Cu and Zn obtained an average removal of 100% and 69.44%, respectively, while Pb obtained an average removal of 62.22%. All the attributes that had a reduction, had indexes below the index recommended by the legislation for reuse of sanitary effluents, indicating high efficiency in biological treatment. The ACP, allowed to reduce the variables from 23 to 7, with a greater correlation between TC,  $BOD_{5,20}$ ,  $CO_3^{2-}$ , Cd,  $Cl^-$ , Pb and pH in the effluent of P1 and from 22 to 5 for the effluent of P2, with greater correlation between  $K^+$ , Zn, *E. coli*, TB and Fe.

**Keywords:** Agricultural reuse. Solar radiation. Effluent. Multivariate analysis.

## 1. INTRODUÇÃO

O acesso ao saneamento é considerado direito e condição para a manutenção da saúde, bem-estar e manutenção de um ambiente sustentável para humanidade; entretanto, instituir universalmente o saneamento, é um desafio, principalmente em países em desenvolvimento; a rápida urbanização, resulta em informalidade, gerando uma situação de pobreza e desigualdade, insegurança hídrica, infraestrutura deficiente e falta de capacidade institucional, prejudicando os esforços destinados para garantir um saneamento seguro para todos (Sutherland et al., 2020).

Esgotamento sanitário é um dos elementos do saneamento e consiste como estado para a contenção da transmissão de doenças, da proliferação de vetores e da poluição ambiental, em situação complementar ao abastecimento de água, coleta e tratamento de resíduos sólidos urbanos e a drenagem (Mendes & Barcelos, 2018).

Vários problemas surgem decorrentes da falta de esgotamento sanitário, como: doenças, danos ambientais e ecológicos extremos e problemas de segurança alimentar (Sun et al., 2020).

Os métodos de tratamento existentes para águas residuárias no contexto urbano/rural precisam mudar o conceito de design de “fim de linha” para “reutilizar, reciclar e recuperação de recursos”. Uma das tecnologias de saneamento eficazes para tratar dejetos humanos é a fossa séptica, que indica eficácia na remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes, (Koottatep et al., 2020).

Por outro lado, os efluentes de tanque séptico apresentam, ainda, elevados níveis populacionais de patógenos (Colares & Sandri, 2013); nesse sentido o uso da radiação solar surge como alternativa para reduzir os níveis populacionais de patógenos de efluentes para posterior reúso agrícola (Cavalcante et al., 2018).

A desinfecção solar da água (SODIS) é um método simples, ambientalmente sustentável, barato, que tem resultados eficientes para eliminar efetivamente fungos, vírus, protozoários, bactérias e ovos de helmintos (Jin et al., 2020).

No Brasil, não existe uma legislação exclusiva para água de reúso que garanta qualidade sanitária, porém existe uma pequena tendência para sua criação, onde verifica-se que 27% dos estados da Federação contêm alguma diretriz estadual ou municipal, para a utilização da água de reúso (Moura et al., 2020).

Em 2019, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) lançou a Norma Brasileira (NBR) 16.783, que trata de procedimentos e requisitos para caracterização,

dimensionamento, uso, operação e manutenção de sistemas de fontes alternativas de água não potável em edificações com usos diversos (ABNT, 2019). Foi publicada a Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) nº 2, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revogando as Portarias da Secretaria de Meio Ambiente do Governo do Estado do Ceará (SEMACE) nº 154, e nº 111, que altera a Portaria SEMACE nº 151 (Ceará, 2017). Esta resolução apresenta artigos com os padrões de reúso da água para agrícola e florestal, ambiental e industrial.

Para identificar correlações entre as diversas variáveis que envolvem as águas de reúso é recomendada a abordagem multivariada, possibilitando descrever as características essenciais de estações de tratamentos efluentes, por meio da redução da dimensionalidade dos dados (Deepnarain et al., 2020).

A Análise de Componentes Principais (ACP) é comumente usada para reduzir o número de variáveis que existem em um conjunto de dados, sua vantagem é resultar em componentes ortogonais, e desvantagem é que pode levar à perda de algumas informações, uma vez que os fatores resultantes, geralmente explicam uma porcentagem da variabilidade existente no conjunto de dados original (Ramadan et al., 2020).

Segundo Oliveira et al. (2020), a análise multivariada foi utilizada para otimizar a análise de atributos do efluente, interpretar a dinâmica dos dados que mais influenciaram a estabilidade do sistema de esgoto, possibilitando uma melhor tomada de decisão e redução de custos com análises em estações de tratamento de efluentes. A Análise de Componentes Principais (ACP), promoveu a redução de 13 variáveis originais para 5.

Já Cavalcante et al. (2018), através da ACP identificaram as variáveis determinantes no processo de desinfecção solar em águas cinza, como a formação de três componentes principais explicando 79,46% da variância total dos dados, e com a redução no número de variáveis originais de 11 para 7.

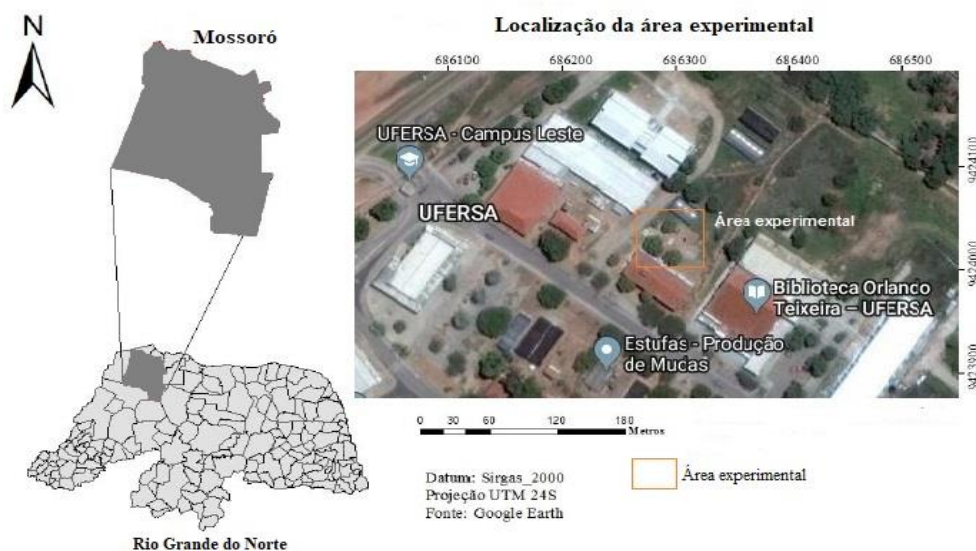
Diante do exposto, o objetivo nesse trabalho foi monitorar a remoção de características físico-químicas e microbiológicas da água residuária sanitária em estação de tratamento constituída por tanque séptico e reator solar, e analisar se o tratamento proposto permite a obtenção de um efluente com qualidade que atenda a legislação para reúso agrícola.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Localização e descrição da área do estudo

O presente estudo foi realizado no sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária instalado na área experimental do Laboratório de Construções Rurais e Ambiente (LCRA) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Mossoró-RN (latitude sul de 5°12'12,90'', longitude oeste de 37°19'26,97'' e altitude de 20 m). Apresenta-se, na Figura 1, a localização da área experimental do LCRA/UFERSA.

**Figura 1.** Imagem da área experimental onde foi instalada e monitorada a estação ecológica de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária no LCRA/UFERSA, Mossoró/RN.



**Fonte:** Adaptado do Google Earth (Google, 2021).

Sabe-se que o clima do município de Mossoró enquadra-se como BSh pela classificação climática de Köppen, onde o clima é seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, apresentando precipitação pluviométrica bastante irregular, com média anual de 794 mm e temperatura média anual de 26,50 °C (Alvares et al., 2013).

O LCRA/UFERSA possui uma rede coletora de todas as águas residuárias geradas neste prédio, as quais são lançadas em um tanque de equalização com dimensões de 0,80 m de lado por 0,25 m de profundidade. As águas residuária geradas no LCRA/UFERSA são aquelas oriundas dos vasos sanitários e dos lavatórios de mãos dos banheiros masculino e feminino, das pias do Laboratório de Dinâmica de Interação Solo-Máquina (LDISM), da Sala de Aula do prédio, do Laboratório de Ensaio de Materiais (LEM); e de um destilador de água instalado no Laboratório de Dinâmica de Interação Solo-Máquina (LDISM).

Estima-se que no LCRA/UFERSA circule temporariamente 61 pessoas por dia, entre professores, alunos, servidores e terceirizados da UFERSA.

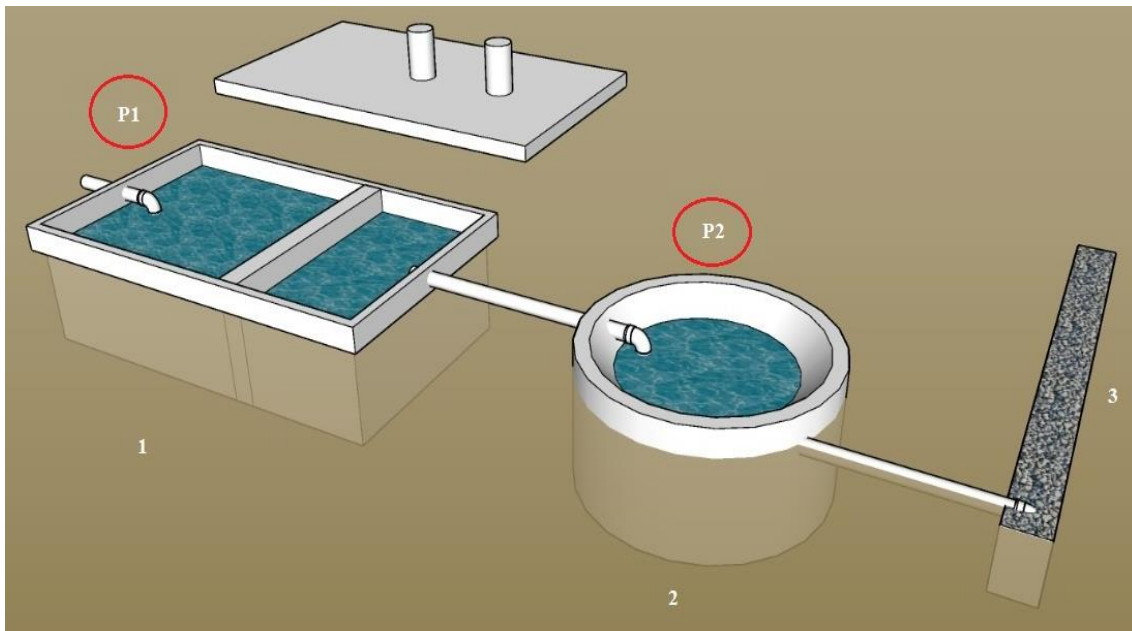
## **2.2 Caracterização da estação ecológica de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária**

Constituída por um tanque séptico com duas câmaras, um reator solar e uma vala de infiltração. O tanque séptico foi dimensionado para atender a uma vazão de  $3,05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , produzida por 61 ocupantes temporários em condições escolares como descrito nas recomendações técnicas da NBR 7.229 (ABNT, 1993) e da NBR 13.969 (ABNT, 1997), enquanto o reator solar foi dimensionado para tratar no máximo  $0,41 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  de água residuária sanitária. Já a vala de infiltração foi dimensionada para atender a uma vazão de  $1,53 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ .

Apresenta-se, na Figura 2, o sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária, destacando o tanque séptico com duas câmaras, o reator solar e a vala de infiltração.



**Figura 2.** Imagens do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola da água residuária sanitária, destacando o tanque séptico com duas câmaras (1), o reator solar (2) e a vala de infiltração (3) com os pontos de coleta P1 e P2.



**Fonte:** Google SketchUp Free (2018).

### 2.2.1 Tanque séptico

O tanque séptico com duas câmaras é uma unidade com dois compartimentos contínuos, dispostos sequencialmente no sentido do fluxo do líquido e interligados, para tratamento das águas residuárias sanitárias por processos de sedimentação, flotação e digestão, como descrito na NBR 7.229 (ABNT, 1993).

Neste trabalho, o volume útil do tanque séptico ( $V_u$ ) de  $4,73 \text{ m}^3$  foi calculado por meio da Equação 1 da NBR 7.229 (ABNT, 1993), considerando número de contribuições ( $N$ ) de 61 ocupantes, contribuição de despejo ( $C$ ) de  $50 \text{ L ocupante}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , tempo de detenção hidráulica ( $T$ ) de 0,83 d, taxa de acúmulo de lodo ( $K$ ) de 97 para intervalo entre limpezas de dois anos e temperatura do mês mais frio superior a  $20^\circ\text{C}$ , contribuição de lodo fresco ( $L_f$ ) de  $0,20 \text{ L ocupante}^{-1} \text{ d}^{-1}$ .

$$V_u = \frac{1000 + N \cdot (C \cdot T + K \cdot L_f)}{1000} \quad (1)$$

Em que:

- $V_u$  - Volume útil do tanque séptico,  $\text{m}^3$ ;
- 1000 - Fator de segurança, L;
- $N$  - Número de contribuições, ocupantes;

- C - Contribuição de despejo,  $L \text{ ocupante}^{-1} \text{ d}^{-1}$
- T - Tempo de detenção hidráulica, d;
- K - Taxa de acúmulo de lodo digerido, adimensional; e,
- $L_f$  - Contribuição de lodo fresco,  $L \text{ ocupante}^{-1} \text{ d}^{-1}$ .

O tanque séptico possui duas câmaras em série e uma divisória, posicionada a 2/3 do comprimento do tanque, tendo três aberturas na metade de sua profundidade. Cada uma das aberturas mede 0,10 m de largura por 0,20 m de altura. As coletas de amostras dos efluentes e o escape dos gases foram feitas nas aberturas circulares com diâmetro nominal de 0,10 m existentes na superfície externa de cada câmara do tanque séptico.

No cálculo do comprimento do tanque séptico ( $C_p$ ) utilizou-se a Equação 2, considerando largura interna de 1,30 m ( $L \geq 0,80$  m conforme NBR 7.229/1993) e profundidade de 1,40 m ( $1,20 \text{ m} < h < 2,20 \text{ m}$  para  $V_u \leq 6,0 \text{ m}^3$ ).

$$C_p = \frac{V_u}{L \cdot h} \quad (2)$$

Em que:

- $V_u$  - Volume útil do tanque séptico,  $\text{m}^3$ ;
- $C_p$  - Comprimento interno do tanque séptico, m;
- L - Largura interna do tanque séptico, m; e,
- h - Profundidade útil do tanque séptico, m.

O tanque séptico com duas câmaras foi instalado na área experimental do LCRA/UFERSA nas dimensões internas de 2,60 m de comprimento por 1,30 m de largura por 1,40 m de profundidade utilizando alvenaria de tijolos, laje pré-moldada e revestimento interno com material impermeabilizante.

### 2.2.2 Reator solar

O reator solar instalado na área experimental do LCRA/UFERSA têm a forma de tronco cônico invertido tendo o raio maior de 1,00 m, raio menor de 0,25 m e 0,30 m de altura, essas dimensões implicam em um ângulo de inclinação de  $21,8^\circ$  na parede da

estrutura para minimizar o sombreamento, como recomendado por Queluz & Sánchez-Román (2014) e Cavalcante et al. (2018).

O piso do reator solar foi impermeabilizado com manta asfáltica tendo acabamento aluminizado, para evitar infiltração da água residuária sanitária e possibilitar a reflexão dos raios solares aumentando assim a exposição dos microrganismos patogênicos as radiações ultravioletas UVA (320 a 400 nm) e UVB (280 a 320 nm). Segundo Ayoub e Malaeb (2019), os reatores que foram aplicados folha de alumínio, tiveram qualidades superiores na desinfecção comparado com os reatores pintados de preto. Na Figura 3, está apresentada a imagem do reator solar impermeabilizado com manta asfáltica dotada de acabamento aluminizado.

**Figura 3.** Imagem do reator solar após o processo de impermeabilização com manta asfáltica dotada de acabamento aluminizado.



**Fonte:** Acervo pessoal (2021).

Este dispositivo exerce tratamento terciário na água residuária sanitária causando a redução do nível populacional de coliformes totais e *E. coli*, pelo efeito sinérgico da elevação da temperatura e exposição às radiações ultravioletas UVA e UVB. No presente estudo foi utilizada a altura máxima do reator solar de 0,10 m da água residuária sanitária, durante um período de 12 h, como proposto por Cavalcante et al. (2018), no intuito de potencializar a desinfecção pela radiação solar.

De acordo com Fernandes et al. (2019), a profundidade da lâmina d'água adotada no recipiente interfere de forma significativa no tempo necessário para completa inativação dos organismos patogênicos. Ao utilizar a Equação 3 obteve-se um volume de 0,14 m<sup>3</sup> de água residuária sanitária.

$$V = \frac{3,14 \cdot h}{3} \cdot (R^2 + R \cdot r + r^2) \quad (3)$$

Em que:

V - Volume útil do reator solar na forma de tronco de cone, m<sup>3</sup>;

R - Raio da base maior do reator solar na forma de tronco de cone, m;

r - Raio da base menor do reator solar na forma de tronco de cone, m; e,

h - Altura do reator solar na forma de tronco de cone, m.

### 2.2.3 Vala de infiltração

Trata-se de um sistema de disposição do efluente do reator solar, que orienta sua infiltração no solo e consiste em um conjunto ordenado de tubulação perfurada envelopada por pedra britada conforme adaptação da NBR 7.229 (ABNT, 1993).

Empregando-se a Equação 4 da NBR 13.969 (ABNT, 1997), calculou-se uma área superficial da vala de infiltração (As) de 12,00 m<sup>2</sup>, considerando, número de contribuições (N) de 61 ocupantes, contribuição de despejo (C) de 25 L ocupante<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> e coeficiente de infiltração de 130 L m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

$$As = \frac{N \cdot C}{C_i} \quad (4)$$

Em que:

As - Área superficial da vala de infiltração, m<sup>2</sup>;

N - Número de unidades de contribuição, ocupante;

C - Contribuição de despejos, L ocupante<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>; e;

C<sub>i</sub> - Coeficiente de infiltração, L m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

A vala de infiltração foi abastecida com o efluente do reator solar, possuindo dimensões internas de 8,00 m de comprimento por 1,50 m de largura por 0,50 m de profundidade, tendo em seu interior uma tubulação de policloreto de polivinila (PVC), com diâmetro nominal de 100 mm dotada de perfuração de 0,01 m. Esta tubulação foi envelopada por brita gnaisse nº 1, para minimizar a obstrução das perfurações com solo,

e permitir a distribuição do efluente do reator solar ao longo de toda a vala de infiltração.

O tanque de equalização, tanque séptico, reator solar e a vala de infiltração são conectados por tubos em PVC com diâmetros nominais de 40 e 100 mm.

### **2.3 Monitoramento da estação ecológica de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária**

#### 2.3.1 Monitoramento de atributos físico-químicos e microbiológicos da água residuária sanitária

Este estudo foi realizado no período de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, por meio de amostragens mensais que totalizaram ao final do estudo 12 amostragens. As amostras foram coletadas na entrada do tanque séptico (P1) e dentro do reator solar (P2) após 12 h de exposição à radiação ultravioleta UVA e UVB.

Durante todo processo de coleta e transporte até aos laboratórios, as amostras permaneceram dentro de caixa isotérmica com temperatura entre 4 e 6 °C para a minimização da alteração de atributos químicos e biológicos, seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Baird et al., 2017).

Parte das amostras coletas nos pontos P1 e P2 foram encaminhadas ao Laboratório de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA para análise de atributos físico-químicos, tais como o potencial Hidrogeniônico (pH), obtido pelo método potenciométrico; a condutividade elétrica (CE) pelo método condutivimétrico; o sódio ( $\text{Na}^+$ ) e o potássio ( $\text{K}^+$ ) foram determinados por fotometria de chama; o cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), o magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), o cloreto ( $\text{Cl}^-$ ), o carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) e o bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ) foram obtidos pelo método titulométrico; o fósforo (P) foi determinado pelo método espectrofotométrico; e o cobre (Cu), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn), cádmio (Cd), níquel (Ni), chumbo (Pb) realizados por espectrofotometria de absorção atômica. Deve-se ressaltar que essas análises seguiram os procedimentos recomendados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Silva, 2009) e pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Baird et al., 2017). A razão de adsorção de sódio (RAS) foi calculada empregando-se a Equação 5.

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (5)$$

Em que:

RAS - razão de adsorção de sódio,  $(\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{0,5}$ ;

$\text{Na}^+$  - concentração de sódio,  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ;

$\text{Ca}^{2+}$  - concentração de cálcio,  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ ; e,

$\text{Mg}^{2+}$  - concentração de magnésio,  $\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$ .

A outra parte das amostras coletadas nos pontos P1 e P2 foram enviadas ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAM) da UFERSA para caracterização de atributos físico-químicos e microbiológicos e todos os procedimentos de amostragem, armazenamento, preservação e transporte seguiram às normas estabelecidas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Baird et al., 2017).

As análises físicas compreenderam os sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST) determinados pelo método gravimétrico; e a turbidez (TB) foi obtida pelo método nefelométrico.

Para as análises microbiológicas de identificação e obtenção dos níveis populacionais para coliformes totais (CT) e *E. coli*, utilizou-se frascos estéreis com volume de 100 mL e o sistema Colilert (Idexx Laboratories Inc., US) que é utilizado para detecções simultâneas, identificações específicas e confirmativas de coliformes totais e *E. coli*. As amostras foram misturadas ao meio de cultura (Colilert) e após homogeneização, foram transferidas para a cartela com poços isolados (Quanti-tray) e selada em seladora específica. Em seguida, as cartelas foram incubadas a 35 °C por 24 h.

Os resultados foram quantificados por tabela estatística do Número Mais Provável - NMP do sistema Quanti-Tray 2000 (Idexx Laboratories Inc., US). No sistema Colilert Quanti-Tray 2000, a presença de coliformes totais é indicada por uma reação que modifica a coloração do reagente para amarelo. Poços com coloração amarela indicam presença de coliformes totais. Em caso de haver a presença de *E. coli*, esta pode ser confirmada expondo-se as amostras positivas para coliformes totais à radiação ultravioleta tipo C (254 nm), que reage emitindo fluorescência azul (Idexx Laboratories Inc., US).

A escolha destes indicadores para avaliar o desempenho da estação de tratamento, teve como base os trabalhos de Queluz & Sánchez-Román (2014) e Cavalcante et al. (2018).

### 2.3.2 Monitoramento de variáveis climáticas

#### 2.3.2.1 Temperatura e radiação

Com a finalidade de caracterizar melhor as condições climáticas da região semiárida, lugar que ocorreu a pesquisa, foi feito o monitoramento da temperatura, entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, utilizando um sensor de temperatura tipo sensor de raio ultravioleta Uvm-30<sup>a</sup>.

O sensor de temperatura foi instalado na borda do reator solar, identificando as variações de temperatura ocorridas durante a exposição do efluente a radiação ultravioleta UVA e UVB. A medição ocorreu a cada minuto, durante as 12 h de exposição. O monitoramento durou 9 h no primeiro, iniciando às 7h até às 16h e por mais 3 horas no dia seguinte, completando assim às 12 h de exposição do efluente. Através do sensor de temperatura foi possível coletar dados como: temperatura ambiente, temperatura da água, umidade relativa do ar e índice de radiação ultravioleta, como pode ser visto nas Tabelas 1 e 2.

**Tabela 1.** Resumo dados climáticos entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, para os dias de coleta.

Ano	Meses	Temperatura ambiente °C			Temperatura da água °C			Umidade Relativa %		
		Máx	Mín	Média	Máx	Mín	Média	Máx	Mín	Média
2018	Maio	40,1	26,4	33,2	43,0	27,6	35,3	53,7	25,7	39,7
	Junho	43,2	25,8	34,5	51,2	26,3	38,7	49,7	25,3	37,5
	Julho	41,0	26,9	33,9	42,6	26,8	34,7	58,9	25,3	42,1
	Agosto	41,0	26,3	33,6	41,9	26,0	33,9	65,9	31,1	48,5
	Setembro	41,1	25,9	33,5	41,4	26,1	33,7	58,1	31,4	44,7
	Outubro	41,2	29,3	35,2	42,2	29,8	36,0	57,9	25,9	41,9
	Novembro	41,0	31,4	36,2	42,1	32,4	37,2	63,4	28,5	45,9
	Dezembro	40,4	28,2	34,3	42,2	29,8	36,0	89,9	32,4	61,3
2019	Janeiro	39,0	26,3	32,6	39,3	27,6	33,4	77,2	45,2	61,2
	Fevereiro	40,0	28,8	34,4	40,1	29,3	34,7	69,6	35,0	52,3
	Março	34,0	31,5	32,7	35,0	32,6	33,8	92,9	85,0	88,9
	Abril	40,0	29,0	34,5	45,2	29,8	37,5	99,9	59,1	79,5

**Nota:** máximo (máx), mínimo (mín).

**Fonte:** Dados da autora (2021).

**Tabela 2.** Radiação solar medida entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, para os dias de coleta.

Radiação ultravioleta Wm <sup>-2</sup>					
Ano	Meses	Máximo	Mínimo	Média*	Total*
2018	Maio	1100	292	727	8845
	Junho	1100	290	771	9406
	Julho	1100	356	780	9492
	Agosto	1100	212	760	9166
	Setembro	1100	264	694	8463
	Outubro	1100	281	670	8195
	Novembro	1100	207	801	9782
	Dezembro	1100	234	618	7444
2019	Janeiro	1100	200	727	8940
	Fevereiro	1100	184	748	9045
	Março	722	104	484	5831
	Abril	1100	204	791	9502

**Nota:** \*Radiação solar média e total calculado para as 12 h de exposição do efluente a radiação ultravioleta UVA e UVB.

**Fonte:** Dados da autora (2021).

## 2.5 Análise estatística

Todos os atributos físico-químicos e microbiológicos obtidos através da água residuária sanitária coletada na entrada do tanque séptico (P1) e dentro do reator solar (P2), foram submetidos à análise estatística por meio da análise descritiva utilizado o Teste t de *Student* com nível de significância de 5 %, como também foram submetidos a técnica de análise multivariada como ferramenta principal para otimização da dinâmica de interpretação dos dados que mais influenciaram a estabilidade do sistema de tratamento (Ramadan et al., 2020).

Para interpretação das características do efluente que mais se destacaram, os dados foram submetidos a padronização pela matriz de correlação (R) e, posteriormente, submetidos a técnicas multivariadas, como análise de componentes principais (ACP) e análise fatorial (AF). Foi utilizada para as 23 variáveis a análise de correlação de Pearson ( $p \leq 0,05$ ) entre atributos do efluente, com o objetivo de garantir que estas possuíssem correlações mínimas suficientes para justificar o seu uso na matriz de dados (Lopes et al., 2019). Métodos de análise multivariada, como ACP, podem ser aplicados para estudar interações complexas que ocorrem no meio ambiente (Deepnarain et al., 2020).

Para a AF, os fatores com autovalores maiores que 1 foram extraídos por componentes principais, e os eixos fatoriais foram rotacionados pelo método Varimax. Para este estudo estabeleceu-se o valor de 0,65 para cargas fatoriais significativas (Ortiz et al., 2019).



Como ferramenta para distinção entre a água residuária sanitária de entrada (P1) e de saída do tratamento solar (P2), foram confeccionados oito diagramas dos componentes principais, que são classificados em ordem decrescente de suas variações (Fator 1 e 2, Fator 3 e 4, Fator 5 e 6 e Fator 7 e 8) incluindo os atributos físico-químicos e microbiológicos.

Análises multivariadas precisas podem ser de grande valor, pois podem simplificar conceitos difíceis, explorar e comunicar as descobertas de conjuntos de dados e apoiar o processo de tomada de decisão e redução de custos com análises em estações de tratamento (Ramadan et al., 2020).

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.1 Análise estatística descritiva das variáveis climatológicas**

Os valores médios da temperatura do ar, temperatura da água, radiação ultravioleta e umidade relativa para os dias de coleta estão apresentados na Tabela 3, onde observou-se que a média da temperatura do ambiente para os 12 meses de estudo foi de 34 °C, e os valores mínimo e máximo atingidos foram 25 °C e 43 °C, respectivamente. Para a temperatura da água obteve-se a média de 35 °C, mínimo de 26 °C e máximo de 51 °C. Já a umidade relativa do ar média para os 12 meses de estudo foi de 53%, com variações de mínimo de 25% e máximo de 99%.

No período total de exposição à radiação solar (12 horas compreendidas das 7 h às 16 h no primeiro dia e das 7 h às 10 h no segundo dia), observa-se que a média da radiação ultravioleta para os 12 meses de estudo foi de 714,25 W m<sup>-2</sup>, e que os valores mínimo e máximo atingidos foram, respectivamente, de 104,00 W m<sup>-2</sup> e 1100,00 W m<sup>-2</sup>. O reator solar foi impermeabilizado com manta asfáltica tendo acabamento aluminizado, diante disso entende-se que superfícies de reflexão (proporcionada por superfícies brilhantes de painéis refletores) influenciam a temperatura da água e a exposição aos raios ultravioleta, corroborando parcialmente com os resultados de Fernandes et al. (2019).

**Tabela 3.** Estatística descritiva das variáveis climatológicas coletadas durante o período experimental.

Variáveis	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Temperatura do ambiente (°C)	34,05	2,17	25,80	43,20
Temperatura da água (°C)	35,40	4,47	26,00	51,20
Radiação ultravioleta (W.m <sup>-2</sup> )	714,25	90,03	104,00	1100,00
Umidade Relativa (%)	53,64	16,56	25,30	99,90

Fonte: Dados da autora (2021).

Para García-Gil (2020c) a inativação térmica de bactérias só ocorre em temperaturas acima de 30 °C, sendo este processo especialmente significativo acima de 40 °C e a radiação UV leva à inativação, principalmente na faixa do UVB. Verificou-se ainda, conforme já demonstrado anteriormente na Tabela 1, que a temperatura da água, em 10 dos 12 meses de ensaio experimental, foi superior a 40 °C.

A utilização da radiação solar em diferentes estações do ano, apresentou resultados diferentes para a desinfecção de coliformes totais e *E. coli*, como esperado, o aumento da incidência de radiação com índices a partir de 200 W m<sup>-2</sup> e 500 W m<sup>-2</sup> e temperaturas entre 30 °C e 55 °C levaram a um aumento nas constantes da taxa de inativação de cada organismo (O'Dowd & Pillai, 2020).

### 3.2 Análise descritiva das variáveis físico-químicas e microbiológicas das amostras de efluente

Para a análise descritiva foi utilizado o Teste t de *Student* com nível de significância de 5 %. As variáveis *E. coli*, CT, TB, ST, SST, pH, RAS, Na<sup>+</sup> e K<sup>+</sup> apresentaram diferenças significativas quando se compararam os pontos de amostragem P1 e P2, conforme apresentado na Tabela 4.

Após a exposição solar da água residuária sanitária por um período de 12 horas, observou-se uma melhora na qualidade microbiológica do efluente, em que foi obtida uma redução no nível populacional de *E. coli* da ordem de 99,94%. O nível populacional médio de *E. coli* para o efluente de P1 foi de 1,96 x 10<sup>6</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup> e o nível populacional médio de *E. coli* para o efluente de P2 foi de 3,99 x 10<sup>2</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup>, observando uma inativação média de 4 unidades logarítmicas, tornando possível o reúso agrícola irrestrito, como pode ser observado na Tabela 4.

**Tabela 4.** Variáveis físicoquímicas e microbiológicas das amostras do efluente coletadas na entrada do tanque séptico (P1) e dentro do reator solar (P2).

Variáveis	P1		P2		Remoção % P	
	Média	±dp	Média	±dp	Média	5% **
<i>E. Coli</i> (NMP 100mL <sup>-1</sup> )	1,96E+06	2,01E+06	3,99E+02	4,10E+02	99,94	0,0027
CT(NMP 100mL <sup>-1</sup> )	4,55E+06	5,93E+06	4,24E+03	4,07E+03	99,45	0,0144
DBO <sub>5,20</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	16,00	9,74	10,17	7,15	37,50	0,1086
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	42,00a	18,66	28,83a	16,51	31,35	0,0808
TB (UNT)	13,15a	8,83	2,90b	1,28	77,94	0,0006
ST (mg L <sup>-1</sup> )	440,08a	106,75	267,33b	58,20	39,31	<.0001
SST (mg L <sup>-1</sup> )	24,05a	17,39	7,10b	6,65	70,47	0,0046
pH	8,50a	0,28	8,05b	0,40	5,29	0,0040
RAS (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	6,42a	1,54	4,50b	2,49	29,90	0,0337
CE (dS m <sup>-1</sup> )	0,87	0,23	0,99	0,21	-	0,1857
Na <sup>+</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	5,23a	1,29	3,63b	1,78	30,59	0,0198
K <sup>+</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	0,31b	0,11	0,45a	0,18	-	0,0314
Ca <sup>2+</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	1,26	0,36	1,03	0,37	18,25	0,1358
Mg <sup>2+</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	0,81	0,33	0,62	0,31	23,45	0,1665
Cl <sup>-</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	3,28	1,82	2,91	1,59	11,28	0,6038
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	0,62	0,59	0,34	0,32	45,16	0,1696
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mmol <sub>c</sub> L <sup>-1</sup> )	2,35	2,33	1,91	2,00	11,82	0,6326
P (mg L <sup>-1</sup> )	3,72	2,35	4,63	2,76	-	0,3904
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	0,0003	0,0005	0,00	0,00	100,00	0,0686
Mn (mg L <sup>-1</sup> )	0,0015	0,005	0,0010	0,010	33,33	0,6700
Fe (mg L <sup>-1</sup> )	0,0023	0,0065	0,0019	0,023	15,55	0,4368
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	0,0036	0,006	0,0011	0,016	69,44	0,2823
Cr (mg L <sup>-1</sup> )	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,000
Ni (mg L <sup>-1</sup> )	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,000
Cd (mg L <sup>-1</sup> )	0,0019	0,003	0,0015	0,0031	21,05	0,8101
Pb (mg L <sup>-1</sup> )	0,045	0,06	0,017	0,036	62,22	0,1914

**Nota:** \**Escherichia coli* (*E. coli*), coliformes totais (CT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez (TB), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), potencial hidrogeniônico (pH), razão de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica (CE), sódio (Na<sup>+</sup>), potássio (K<sup>+</sup>), cálcio (Ca<sup>2+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>), cloreto (Cl<sup>-</sup>), carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), fósforo (P), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb). \*\*Letras diferentes na linha diferem entre si pelo teste t ao nível de 5% de probabilidade; desvio padrão (±dp).

**Fonte:** Dados da autora (2021).

Em relação à possibilidade de reúso agrícola desse efluente sanitário após desinfecção solar, a Organização Mundial de Saúde (OMS), apresenta que a qualidade do efluente é indicado pelo microrganismo *E. coli* 100 ml, com valores  $\leq 10^3$  para reúso agrícola irrestrito, voltado para alimentos crus (USEPA, 2012). Diez et al. (2020), também obteve matrizes de água completamente desinfetadas com unidades de 5 log, e García-Gil et al. (2020c) inativou bactérias de *E. coli* a 3 log, ambos utilizando processos endógenos diretos e indiretos de desinfecção pela ação da radiação ultravioleta A e B.

A média da população de coliformes totais para o efluente de P1 foi de  $4,55 \times 10^6$  NMP  $100\text{mL}^{-1}$  e a média da população de coliformes totais para o efluente de P2  $4,24 \times 10^3$  NMP. $100\text{mL}^{-1}$ , apresentando uma redução de 3 unidades logarítmicas.

Segundo Munasinghe-Arachchige (2019), a inativação individual de coliformes ocorreram pelos efeitos da temperatura, pH e luz solar, indicando que as condições alcalinas são desfavoráveis para a sobrevivência dos coliformes totais, como também temperaturas variando entre de 27 a 46 °C.

O nível médio de  $\text{DBO}_{5,20}$  para o efluente P1 foi de  $16 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  e para o efluente de P2  $10,17 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ , alcançando uma remoção média de 37,50%. Para os níveis de DQO o efluente de P1 teve uma média de  $42 \text{ mg L}^{-1}$  e o efluente de P2  $28,83 \text{ mg L}^{-1}$ , com uma remoção média de 31,35%. Para os padrões de reúso de efluente sanitário especificado na resolução do COEMA (2017), os níveis de  $\text{DBO}_{5,20}$  aceitáveis são de  $120 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  estando portando, o efluente sanitário tratado dentro das normas da legislação vigente.

A TB teve um nível médio no efluente de P1 de 13,15 UNT e no efluente de P2 2,90 UNT, com uma remoção média de 77,94%, atendendo a recomendação que a turbidez não deve ultrapassar o valor de 5 UNT (ABNT, 2019). De acordo com Keogh et al. (2017), normalmente, a água deve ter turbidez inferior a 30 UNT antes da exposição solar, para o sucesso na desinfecção.

Os níveis de ST para o efluente de P1 foi de  $440 \text{ mg L}^{-1}$  e para o efluente de P2  $267 \text{ mg L}^{-1}$ . Para os SST o efluente de P1 teve valor médio de  $24,50 \text{ mg L}^{-1}$  e para o efluente de P2 o valor médio de  $7,10 \text{ mg L}^{-1}$  ST e SST obtiveram uma remoção média de 39,31% e 70,47%, respectivamente, estando os valores médios abaixo do limite recomendado pela USEPA (2012), de  $30 \text{ mg L}^{-1}$ .

O valor médio do pH do efluente de P1, foi de 8,50 e para P2 de 8,05, com uma redução média de 5,29 %, mantendo valores próximos da neutralidade ou levemente alcalinos. O pH da água residual é um parâmetro vital para o desempenho. A condição ácida de águas residuais está altamente relacionada aos íons de hidrogênio, dificultando a redução da turbidez; com isso, um pH mais alcalino contribui para redução na turbidez e traz sucesso para desinfecção solar (Priyatharishini e Mokhtar, 2020). A COEMA (2017), indica valores de 6 a 8,5 do pH para o reúso de efluentes sanitários, estando o efluente de estudo dentro do padrão recomendado.

Os índices das médias da RAS no efluente de P1 foi de  $6,42 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  e para o efluente de P2 foi de  $4,50 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , ocorrendo uma remoção de 29,90%. Os índices da

RAS recomendados pela COEMA (2017), são de  $10 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  estando portando o efluente dentro das condições para reúso agrícola.

Os valores médios de  $\text{Na}^+$  para o efluente de P1 foi de  $5,23 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  e para o efluente de P2 de  $3,63 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  ocorrendo também uma remoção de 30,59% dos níveis de  $\text{Na}^+$  para o efluente tratado. Segundo Sundha et al. (2020), regiões áridas e semiáridas, contém água com excesso de sais com a RAS variável e essa sodicidade no efluente é o principal fator de estresse que limita o reúso agrícola nessas regiões.

Os valores médios da CE passaram de  $0,87 \text{ dS.m}^{-1}$  em P1 para  $0,99 \text{ dS.m}^{-1}$ , no efluente de P2, ocorrendo um pequeno aumento no valor. A legislação do COEMA (2017), especifica que o valor máximo permitido da CE para o reúso de efluentes sanitário é de  $3 \text{ dS.m}^{-1}$ , com isso, mesmo com o aumento do índice da CE no efluente de saída, os níveis estão abaixo do que é recomendado pela legislação.

Os níveis de  $\text{K}^+$  para o efluente de P1 tiveram uma média de  $0,31 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  e para P2 uma média de  $0,45 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , esse aumento nos níveis de  $\text{K}^+$  para o efluente tratado pode ter ocorrido devido a não eficácia da remoção desse elemento pelo tratamento no tanque séptico; elementos químicos ficam aprisionado dentro do tanque séptico o que pode acarretar o aumento do valor desses elementos no efluente de saída. O reúso de um efluente com níveis de  $\text{K}^+$  elevados pode salinizar o solo (Bonifácio et al., 2018).

Para os níveis médios de  $\text{Ca}^{2+}$  no efluente de P1 obteve-se  $1,26 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  e para o efluente de P2,  $1,03 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , ocorrendo uma remoção de 18,25%. Para o  $\text{Mg}^{2+}$  os níveis médios do efluente de P1 foi de  $0,81 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  e para o efluente de P2 de  $0,62 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , com uma remoção média de 23,45%.

Os valores médios de  $\text{Cl}^-$  para o efluente de P1 foi de  $3,28 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  e para o efluente de P2 foi de  $2,91 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , observando uma remoção média de 11,28%.

Para os  $\text{CO}_3^{2-}$  os valores médios do efluente em P1 e P2, são respectivamente  $0,62 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  e  $0,34 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , ocorrendo uma remoção média de 45,16%.

Para os  $\text{HCO}_3^-$  os valores médios do efluente em P1 e P2, são respectivamente  $2,35 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$  e  $1,91 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ , ocorrendo uma remoção média de 11,82%.

Os valores médios do efluente em P1 e P2 para o P, são de  $3,72 \text{ mg.l}^{-1}$  e  $4,63 \text{ mg.l}^{-1}$ , respectivamente, observando um leve aumento desse elemento no efluente de saída. Nessa situação, aplica-se o mesmo entendimento usado para o aumento do valor do  $\text{K}^+$ , o armazenamento de elementos químicos acumulado no tanque séptico pode ter proporcionado esse resultado.

Para os micronutrientes, o Cu teve o valor médio de 0,0003 mg L<sup>-1</sup> no efluente de P1 e sua remoção foi de 100% no efluente de P2.

Os valores médios de Mn, no efluente de P1 foi de 0,0015 mg L<sup>-1</sup> e no efluente de P2 de 0,0010 mg L<sup>-1</sup>, observando uma remoção média de 33,33%. Os valores da legislação COEMA (2017), para uso agrícola estabelece o valor limite de 1 mg L<sup>-1</sup>, estando o efluente dentro do padrão exigido.

O Fe teve valores médios de 0,0023 mg L<sup>-1</sup> para o efluente de P1 e 0,0019 mg L<sup>-1</sup> para o efluente de P2, com uma remoção média de 15,55%. Os valores da legislação COEMA (2017), para reúso agrícola fica no valor limite de 15 mg L<sup>-1</sup>, estando o efluente também dentro do padrão exigido.

Para o Zn os valores médios para o efluente de P1 e P2 são: 0,0036 mg L<sup>-1</sup> e 0,0011 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, apresentando uma remoção média de 69,44%. Os valores da legislação COEMA (2017), para reúso agrícola fica no valor limite de 5 mg L<sup>-1</sup>, estando o efluente de acordo com padrão exigido.

Os metais pesados Cr e Ni, não foram encontrados nas amostras analisadas. Já os metais Cd teve valores médios de 0,0019 mg L<sup>-1</sup> para o efluente de P1 e 0,0015 mg L<sup>-1</sup> para o efluente de P2, apresentando uma remoção média de 21,05%. Para a COEMA (2017), os níveis de Cd aceitáveis para efluentes de reúso agrícola é de 0,2 mg L<sup>-1</sup>, o efluente analisado teve índices menores que o indicado pela legislação.

O Pb teve valores médios de 0,045 mg L<sup>-1</sup> para o efluente de P1 e 0,017 mg L<sup>-1</sup> para o efluente de P2, com uma remoção média de 62,22%. Para o Pb, a COEMA (2017), recomenda índices de 0,5 mg L<sup>-1</sup> para efluentes de reúso, estando também o efluente analisado dentro do parâmetro exigido para reúso agrícola.

No geral, praticamente todos os atributos analisados estão dentro dos padrões para reúso agrícola, indicando alta eficiência no tratamento.

### **3.2 Análise multivariada das variáveis físico-químicas e microbiológicas das amostras de efluente**

#### **3.2.1 Efluente de entrada (P1)**

Para a avaliação dos dados, quanto à similaridade das amostras e comportamento das variáveis, foi obtida a matriz de correlação (R) e, posteriormente, desenvolvida a análise de componentes principais (ACP) e a análise fatorial (AF). A Tabela 5 apresenta

a matriz de correlação entre as variáveis físico-químicas e microbiológicas do efluente sanitário bruto (P1), 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. Foi detectado, após análise, que o micronutriente Mn, e que os metais pesados Cr e Ni, não estão presentes no efluente sanitário bruto (P1), com isso esses valores foram retirados da análise devido à escassez de dados.

De acordo com a matriz de correlação, Tabela 5, percebe-se uma correlação positiva da variável *E. coli* com a TB e o Fe. A correlação com a variável *E. coli*, aparece em evidência no efluente de P1. A *Escherichia coli* é o microrganismo mais estudado em todo o mundo, pois é considerado o principal representante do grupo. A ocorrência de *E. coli* é considerada um indicador específico de contaminação fecal e da possível presença de patógenos entéricos (Simão et al., 2020).

O ST apresentou correlação positiva com a TB, *E. Coli* e CE. A TB teve uma correlação positiva com a CE. Percebe-se que a turbidez no efluente de P1, tem alto índice de correlação com as variáveis como *E. coli* e os sólidos totais, visto que a turbidez geralmente é constituída pela presença de lodo, areia e matérias orgânicas e inorgânicas suspensas (Lyn et al., 2020). A desinfecção solar de água, é um método de tratamento que tradicionalmente expõe água de baixa turbidez à luz solar direta, se tornando efetivo em água turva abaixo de 30 NTU (Keogh et al., 2017).

**Tabela 5.** Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis das amostras do efluente coletado à montante do tanque séptico (P1).

Atributos	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P	pH	CE	RAS	TB	Cu	Mn	Fe	Zn	Cd	Pb	CT	<i>E. coli</i>	DQO	DBO <sub>5,20</sub>	ST	SST	
<b>K<sup>+</sup></b>	1,00																								
<b>Na<sup>+</sup></b>	-0,10	1,00																							
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	0,48	0,56	1,00																						
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	0,40	0,32	0,39	1,00																					
<b>Cl<sup>-</sup></b>	0,05	0,3	0,01	-0,39	1,00																				
<b>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></b>	0,12	0,23	0,31	0,66	-0,14	1,00																			
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0,09	0,51	0,47	0,70	-0,26	0,77	1,00																		
<b>P</b>	-0,35	-0,13	-0,50	-0,60	0,62	-0,41	-0,47	1,00																	
<b>pH</b>	-0,23	-0,08	-0,63	-0,42	0,60	-0,46	-0,54	0,62	1,00																
<b>CE</b>	0,18	0,35	0,14	0,35	0,46	0,57	0,45	0,06	0,27	1,00															
<b>RAS</b>	0,05	0,73	0,69	0,02	0,14	0,06	0,40	-0,22	-0,26	0,26	1,00														
<b>TB</b>	0,40	-0,15	0	0,50	-0,24	0,52	0,45	-0,35	-0,02	0,63	0,04	1,00													
<b>Cu</b>	-0,10	-0,23	-0,27	-0,10	0,02	0,22	0,29	0,22	-0,01	0,20	-0,16	0,17	1,00												
<b>Fe</b>	0,08	-0,42	-0,20	-0,02	0	0,28	-0,33	-0,14	-0,01	0,07	-0,44	0,10	-0,21	0,11	1,00										
<b>Zn</b>	-0,38	-0,09	-0,28	-0,33	-0,07	-0,34	-0,26	0,41	0,26	-0,04	0,17	0,10	-0,34	0,15	-0,14	1,00									
<b>Cd</b>	-0,20	0,47	0,04	0,66	-0,03	0,60	0,63	0,03	-0,10	0,42	-0,03	0,14	0,24	0,61	-0,17	-0,17	1,00								
<b>Pb</b>	0,23	0,43	0,09	0,11	0,63	-0,23	-0,20	0,19	0,63	0,38	0,09	-0,07	-0,28	0,4	-0,16	-0,19	0,14	1,00							
<b>C. T</b>	-0,50	0,15	-0,23	0,16	0,09	0,70	0,41	0,11	0,01	0,55	-0,06	0,25	0,31	0,10	0,36	0,05	0,57	-0,24	1,00						
<b><i>E. coli</i></b>	0,26	-0,33	-0,14	0,26	-0,16	0,56	0,12	-0,32	-0,02	0,49	-0,18	0,76	0,09	0,04	0,69	-0,04	-0,01	-0,19	0,46	1,00					
<b>DQO</b>	0,15	0,47	0,18	0,36	0,12	0,27	0,56	-0,21	0,21	0,62	0,45	0,58	0,22	0,22	-0,53	-0,09	0,28	0,40	0,08	0,12	1,00				
<b>DBO<sub>5,20</sub></b>	-0,18	0,53	0,04	0,22	0,58	0,46	0,43	0,28	0,36	0,88	0,24	0,25	0,26	0,08	-0,10	-0,05	0,61	0,44	0,65	0,13	0,52	1,00			
<b>ST</b>	0,38	0,08	0,18	0,22	0,28	0,49	0,38	-0,16	0,17	0,83	0,26	0,79	0,21	0,06	0,05	-0,07	0,01	0,21	0,28	0,61	0,7	0,54	1,00		
<b>SST</b>	-0,02	0,03	0,46	-0,10	-0,28	0,10	0,18	-0,15	-0,45	-0,11	0,47	0,10	-0,05	0,16	-0,24	0,29	-0,19	-0,37	-0,10	-0,01	0,11	-0,23	0,15	1,00	

**Nota:** \**Escherichia coli* (*E. coli*), coliformes totais (CT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez (TB), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), potencial hidrogeniônico (pH), razão de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica (CE), sódio (Na<sup>+</sup>), potássio (K<sup>+</sup>), cálcio (Ca<sup>2+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>), cloreto (Cl<sup>-</sup>), carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), fósforo (P), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb). **Fonte:** Dados da autora (2021). Destaque nas correlações cima de 0,60.



A  $DBO_{5,20}$  teve correlação positiva com a CE, CT e o Cd. Já a DQO teve correlação positiva apenas com a CE. Sabe-se que a composição da água residuária consiste principalmente em microrganismos como bactérias, protozoários ou vírus e matérias orgânicas, como algas, resíduos de cozinha e fezes (Lyn et al., 2020), e as concentrações de coliformes totais podem variar devido à turbidez, temperatura do ambiente e a chuva, possuindo dez mil vezes mais coliformes totais em sólidos suspensos de corpos hídricos que os sólidos suspensos presentes no ar livre (Khatri et al., 2020).

Yang et al. (2021) e Wang et al. (2021), afirmam que os métodos de tratamento biológico são limitados quando aplicados para águas residuais com salinidade, o que leva à perda da atividade celular. Cavalcante (2018) relata que o semiárido possui altas concentrações de condutividade elétrica nos efluentes de reúso, assim essa variável deve ser incluída nos monitoramentos, quando se pretende tratar águas residuárias por meio da desinfecção solar.

A RAS teve uma correlação positiva com o  $Na^+$  e com  $Ca^{2+}$ . A irrigação a longo prazo com um efluente sódico, traz danos ao reúso agrícola, provocando problemas estruturais e de infiltração ao solo. Quando submetidos a água salina com teores de sódio, os solos cultivados tendem a dispersar e se quebrar em agregados menores, dando origem a uma superfície selada e a uma redução na taxa de infiltração (Liu et al., 2021).

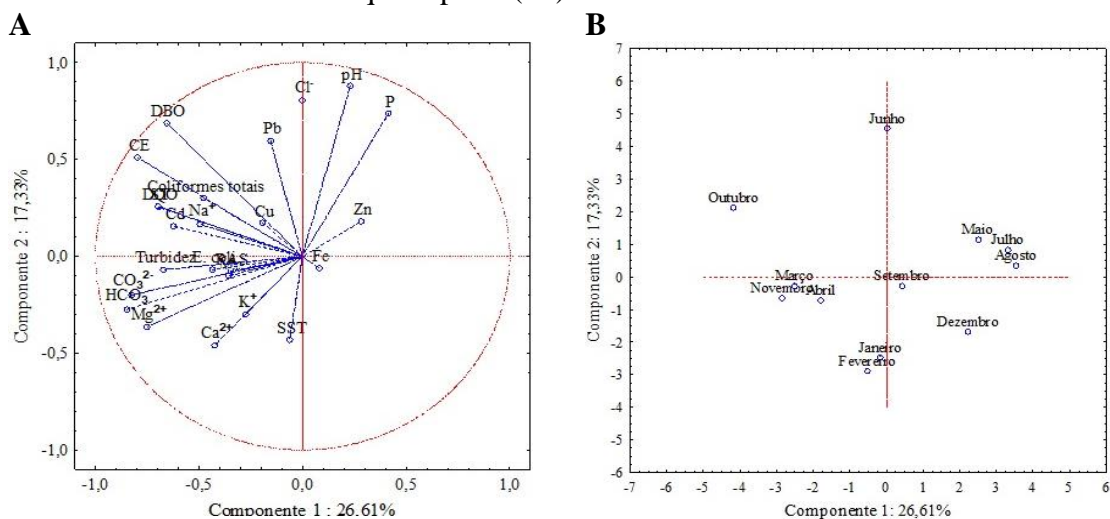
No ciclo de correlação 1 e 2 (Figura 4), mostra que para as correlações em destaque no F1 foram: CT, Cd,  $DBO_{5,20}$  e  $CO_3^{2-}$  que tiveram sua maior variação no mês de outubro do ano de 2018. E as correlações entre o  $Cl^-$ , pH, e Pb foram inversas com o F2, ocorrendo uma maior variação no mês de junho do ano de 2018, como pode ser visualizado na Figura 4.

Foi identificado que o efluente P1, possui níveis médios de  $16 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  de  $DBO_{5,20}$ , que de acordo com Kim (2020), é uma das variáveis mais utilizadas para avaliação da qualidade da água, mesmo sendo imprecisa, devido a inconstância de sua multiplicidade microbiana. Diante da legislação CONAMA (2011), o índice do metal pesado Cd permitido para água residuária sanitária é de  $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ . No efluente bruto (P1), houve a presença do metal pesado Cd, com média de  $0,0023 \text{ mg L}^{-1}$ , portanto índices mais baixos do que os recomendados pela legislação.

Em relação aos cloretos, este atributo confere a água um sabor salino e propriedades laxativas, podendo ter origem antrópica, sendo esgotos sanitários e industriais a sua principal origem, onde este íon estaria fortemente presente na urina dos

seres humanos. Águas contendo muito cloretos oferecem prejuízo às canalizações e não são recomendadas para o uso agrícola (Silva et al., 2020; USEPA, 2015).

**Figura 4.** Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 1 e 2 (B) das amostras à montante do tanque séptico (P1).



**Fonte:** Dados da autora (2021).

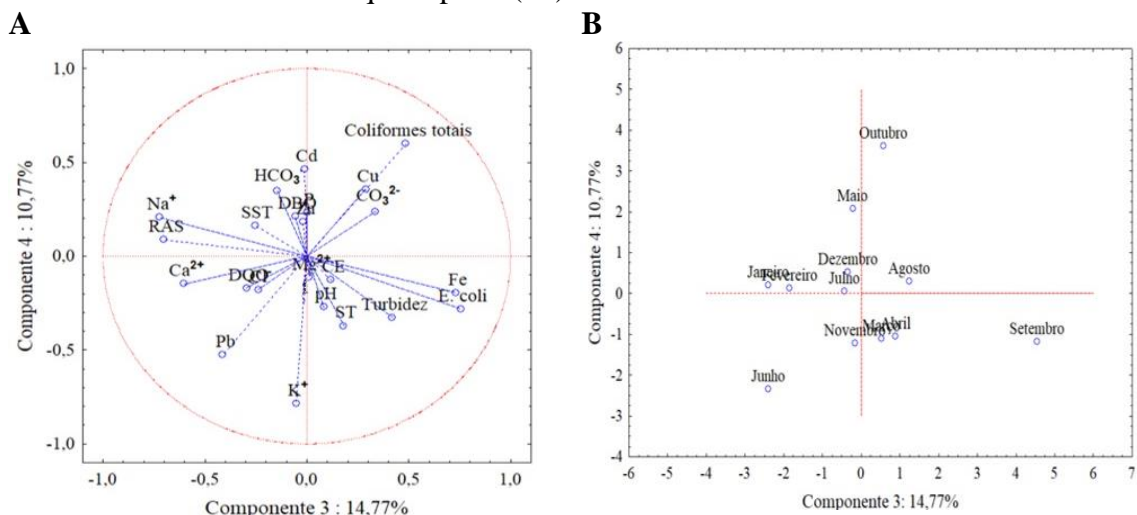
Segundo recomendações da CETESB (2018), o pH deve apresentar valores na faixa de 6,0 e 9,5 de forma a evitar a geração de um efluente corrosivo devido a acidez ou de um efluente incrustante decorrente da alcalinidade presente nos carbonatos e bicarbonatos.

Pode existir em efluentes a presença dos metais não essenciais, dentre eles o Pb, e diante da ingestão desse metal pelo ser humano, destaca-se como malefícios a inibição da fotossíntese e da síntese de ATP (Adenosina Trifosfato) (Magalhães et al., 2016).

No segundo círculo de correlação, para os fatores 3 e 4, Figura 5, os fatores de maior correlação são:  $\text{Ca}^{2+}$ , RAS e  $\text{Na}^+$ , mostrando uma maior variação entre os meses de janeiro e fevereiro do ano de 2019, e a variável ST com maior variação em abril do ano de 2019. Já a variável TB, *E. coli* e CE, possuem uma maior variação entre os meses de agosto e setembro de ano de 2018, como pode ser verificado na Figura 5.

Os ST na água podem ter origem antrópica, representadas pelo despejo industrial e doméstico, e pela erosão. Assim, esses sólidos podem servir de reduto para microorganismos patogênicos, impedindo a penetração da luz, prejudicando a atividade fotossintética e de desinfecção (Silva et al., 2017).

**Figura 5.** Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 3 e 4 (B), das amostras à montante do tanque séptico (P1).



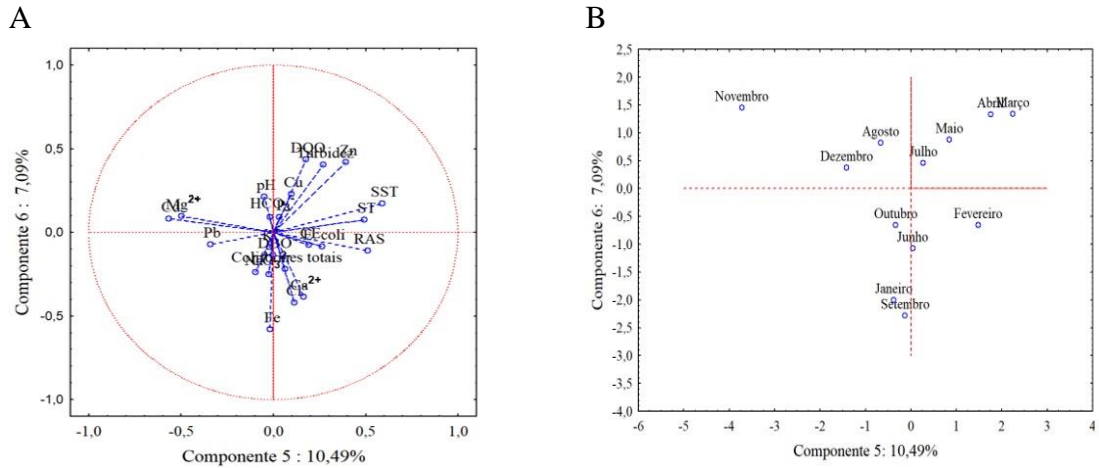
**Fonte:** Dados da autora (2021).

As variáveis com maior poder discriminatório para os F5 e F6, foram  $Mg^{2+}$ , no mês de dezembro do ano de 2018, e Fe no mês de setembro também do ano de 2018, como pode ser visualizado na Figura 6.

O magnésio em água pode acarretar ao corpo humano a síndrome da água dura, aumentando o risco de complicações em pacientes com doença renal crônica (Leenders et al., 2020).

O teor de ferro possui relevância ao se analisar a qualidade da água de efluentes tratados representando grave risco de entupimento de gotejadores em seu reúso agrícola (Silva, et al., 2017). E segundo Tian & Yu (2020), os efeitos sinérgicos entre o ferro e os micróbios na degradação dos contaminantes em águas residuais, tornam o papel do ferro importante, muito além apenas de uma necessidade nutricional.

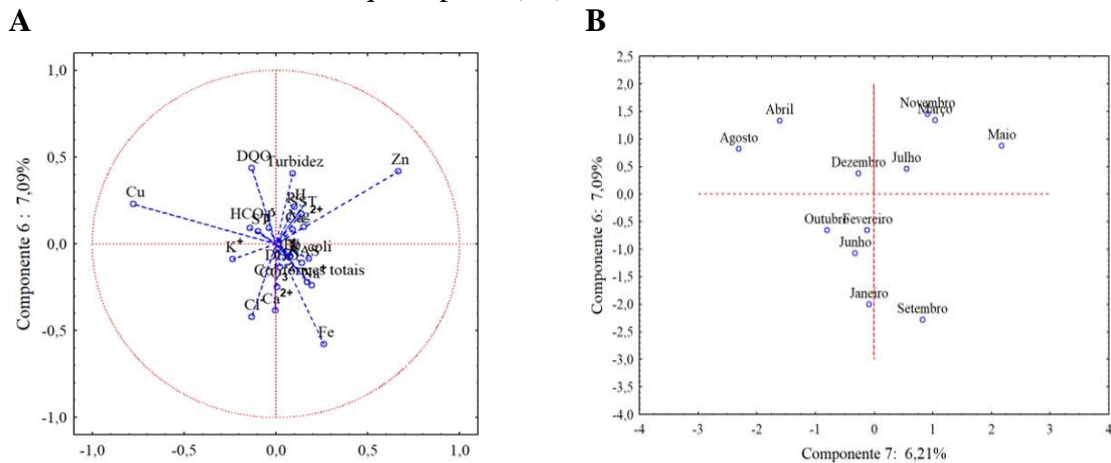
**Figura 6.** Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 5 e 6 (B), das amostras à montante do tanque séptico (P1).



**Fonte:** Dados da autora (2021).

Como pode ser observado na Figura 7, o atributo de maior peso para o F7, foi o Zn que teve sua maior variação no mês de maio de 2018, logo no início do experimento. Na legislação do CONAMA (2011), os padrões de lançamento de efluentes, para o metal pesado Zn, tem a recomendação de  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ ; e no efluente sanitário bruto, os teores de Zn encontrados foram abaixo do que os teores recomendados pela legislação.

**Figura 7.** Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 6 e 7 (B), das amostras à montante do tanque séptico (P1).



**Fonte:** Dados da autora (2021).

A análise dos componentes principais, permitiu reduzir a dimensionalidade dos dados, com a formação de 7 componentes principais explicando da variância total dos

dados originais, e com a redução no número de variáveis de 23 para 7, o que equivale a seleção de 30% das variáveis analisadas no efluente de P1.

Na Tabela 6 são apresentados os fatores extraídos das 23 variáveis estudadas ( $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $HCO_3^-$ , P, pH, CE, RAS, TB, Cu, Fe, Zn, Cd, Pb, CT, *E. coli*, DQO,  $DBO_{5,20}$ , ST, SST), sendo que a proporção acumulada foi do Fator 1 (F1) ao Fator (F7) explicando cerca de 93,26 % da variabilidade total dos resultados obtidos, perdendo apenas em torno de 7% da explicação dos dados. Com 4 fatores explica-se aproximadamente 70% da variação dos dados. Segundo Fávero e Belfiore (2017), geralmente emprega-se o número de elementos que concentrem 70% ou mais da dimensão da variância total.

O F1 permitiu estimar a influência de variáveis expressivas no efluente sanitário bruto, que possuem cargas fatoriais positivas, revelando que a maior parte das causas de variação do F1 com 26,61%, ocorre pelas variáveis de caráter de interferência biológica como: CT e  $DBO_{5,20}$ , e pelas variáveis  $CO_3^{2-}$  e o Cd. O F2 explicou (17,33%), da variação dos dados, e foi representador por:  $Cl^-$ , Pb e pH, que apresentaram correlação inversa com o fator. No F3 foram as variáveis:  $Ca^{2+}$ , RAS e  $Na^+$ , que apresentaram cargas fatoriais positivas (14,77%).

Já para F4 destacaram-se as variáveis: ST, TB, *E. coli* e CE, com (10,77%). Quanto ao F5, a variável que se destacou foi:  $Mg^{2+}$  representando (10,49%). Quanto aos demais fatores (F6 e F7) estes foram menos expressivos, com valores de cargas fatoriais inferiores, para os atributos Fe e o Zn, com 7,09% e 6,21%, respectivamente, sendo fortemente influenciados pelos fatores (F1 e F2).

**Tabela 6.** Eixos fatoriais extraídos para atributos das amostras do efluente coletado à montante do tanque séptico (P1) e as respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada.

Variáveis	Fator 1		Fator 2	Fator 3	Fator 4		Fator 5	Fator 6	Fator 7
	Interferência biologia Químico	Químico			Salino	Interferência biologia Químico Físico			
K <sup>+</sup>	-0,55	-0,02	0,19	0,44	0,24	-0,13	0,49		
Na <sup>+</sup>	0,35	-0,31	0,78	-0,11	0,23	0,23	-0,01		
Ca <sup>2+</sup>	-0,12	0,17	0,90	0,07	0,09	-0,01	0,30		
Mg <sup>2+</sup>	0,22	0,22	0,22	0,29	0,84	-0,03	0,25		
Cl <sup>-</sup>	0,11	-0,87	0,15	0,03	-0,35	-0,03	0,12		
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0,66	0,29	0,20	0,45	0,23	-0,22	0,31		
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,54	0,36	0,40	0,34	0,31	0,33	0,26		
P	0,16	-0,55	-0,37	-0,25	-0,36	0,20	-0,30		
pH	-0,07	-0,81	-0,42	0,11	-0,08	0,09	-0,32		
CE	0,47	-0,42	0,19	0,73	0,08	-0,01	0,04		
RAS	0,03	0,01	0,87	0,15	-0,19	0,27	-0,17		
TB	0,06	0,19	-0,10	0,93	0,25	0,01	-0,07		
Cu	0,38	0,13	-0,43	0,21	-0,32	0,51	0,44		
Fe	0,09	0,03	-0,26	0,12	-0,09	-0,94	0,11		
Zn	-0,03	0,03	-0,03	0,02	-0,13	0,03	-0,95		
Cd	0,74	-0,07	0,03	-0,03	0,59	0,20	0,10		
Pb	-0,19	-0,87	0,18	0,07	0,34	0,08	0,07		
CT	0,93	0,02	-0,11	0,21	-0,09	-0,23	-0,09		
<i>E. coli</i>	0,16	0,18	-0,22	0,75	0,02	-0,54	0,02		
DQO	0,11	-0,21	0,26	0,64	0,21	0,57	0,00		
DBO <sub>5,20</sub>	0,70	-0,56	0,18	0,35	0,05	0,14	0,03		
ST	0,11	-0,18	0,16	0,94	-0,11	0,04	0,09		
SST	-0,11	0,51	0,43	0,15	-0,26	0,19	-0,30		
Autovetores	6,39	4,16	3,54	2,58	2,52	1,70	1,49		
Variância Total (%)	26,61	17,33	14,77	10,77	10,49	7,09	6,21		
Autovalor Acumulado (%)	26,61	43,94	58,71	69,47	79,96	87,05	93,26		

**Nota:** \**Escherichia coli* (*E. coli*), coliformes totais (CT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez (TB), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), potencial hidrogeniônico (pH), razão de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica (CE), sódio (Na<sup>+</sup>), potássio (K<sup>+</sup>), cálcio (Ca<sup>2+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>), cloreto (Cl<sup>-</sup>), carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), fósforo (P), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb).

**Fonte:** Dados da autora (2021). Destaque nas variáveis mais significativas para as variações do efluente.

Demonstra-se que as variáveis de caráter de interferência biológica (CT e DBO<sub>5,20</sub>) exerceram influência direta nos atributos do F1 e F2, pois os diferentes teores de coliformes totais e da demanda bioquímica de oxigênio, foram essenciais na diferenciação do efluente, explicando 26,61% das causas de variação. Vale evidenciar, que o somatório das variâncias acumuladas (F1 e F2) explicam 43,94% das causas de variação, portanto, foram os fatores de maior contribuição para a distinção dos efluentes em estudo.

### 3.2.2 Efluente de saída (P2)

No efluente sanitário tratado P2, não foi detectado, os micronutrientes Mn e Cu, e os metais pesados Cr e Ni, mantendo essas variáveis fora da análise devido à inexistência de dados.

Correlações significativas foram encontradas principalmente entre o atributo RAS,  $\text{Na}^+$  e CE. Existiu correlação positiva entre a CE e o  $\text{Na}^+$  e o  $\text{Cl}^-$ , correlação positiva também entre o  $\text{HCO}_3^-$  e o  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . A correlação da  $\text{DBO}_{5,20}$  também foi positiva com TB e DQO. E a variável DQO teve correlação positiva com o Pb, como pode ser visualizado na Tabela 7.

Segundo Letelier-Gordo et al. (2020), um alto teor de sódio na água residuária é um inibidor para efetivação do processo de tratamento biológico, porém esse efeito inibidor diminui quando existe um aumento de matéria orgânica no efluente. De acordo com Lyn et al. (2020), quanto menor a quantidade de matéria orgânica presente no efluente mais baixo o índice de DQO.

Conforme Jin et al. (2020), a utilização da desinfecção solar para o tratamento de águas residuárias que possuem em sua constituição teores de bicarbonato, fez diminuir a concentração inicial de *E. coli* no efluente e reduziu o tempo de tratamento necessário de 180 min para 120 min.

Recomenda-se que para o uso de água não potável em edificações o valor máximo de  $\text{DBO}_{5,20}$  deve ser de  $20 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  para todas as amostras (ABNT, 2019), e diante do exposto, entende-se que o efluente sanitário tratado atendeu os teores da referida norma, em 10 dos 12 meses de coleta, apenas nos meses de junho e outubro do ano de 2018, onde a  $\text{DBO}_{5,20}$  foi de 21 e  $25 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ , respectivamente.

**Tabela 7.** Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis das amostras do efluente coletado dentro do reator solar (P2).

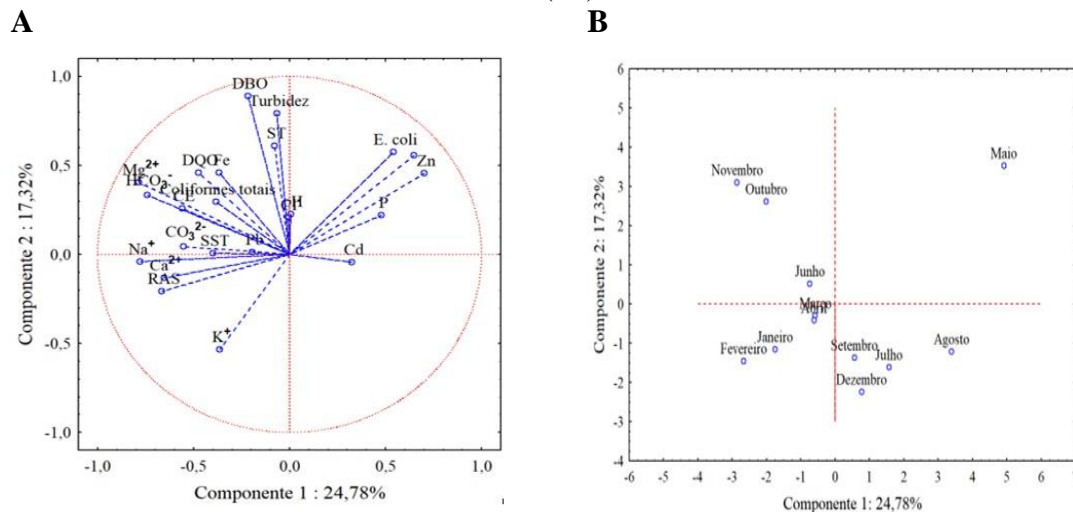
Atributos	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	P	pH	CE	RAS	TB	Fe	Zn	Cd	Pb	CT	<i>E. coli</i>	DQO	DBO <sub>5,20</sub>	ST	SST	
K <sup>+</sup>	1,00																						
Na <sup>+</sup>	0,13	1,00																					
Ca <sup>2+</sup>	0,21	0,34	1,00																				
Mg <sup>2+</sup>	0,24	0,41	0,57	1,00																			
Cl <sup>-</sup>	0,02	0,23	-0,24	-0,22	1,00																		
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	0,36	0,13	0,32	0,65	-0,22	1,00																	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,11	0,58	0,59	0,81	-0,22	0,50	1,00																
P	-0,08	-0,19	-0,57	-0,42	0,64	-0,59	-0,45	1,00															
pH	-0,02	-0,24	-0,27	-0,02	0,23	0,15	-0,20	-0,06	1,00														
CE	0,11	0,65	0,14	0,31	0,66	0,26	0,42	0,05	0,28	1,00													
RAS	0,11	0,94	0,42	0,22	0,19	-0,06	0,46	-0,21	-0,30	0,58	1,00												
TB	-0,27	-0,07	-0,18	0,50	-0,17	0,18	0,43	0,09	0,19	0,11	-0,22	1,00											
Fe	0,23	0,03	0,03	0,69	-0,25	0,35	0,25	-0,14	0,32	-0,05	-0,19	0,61	1,00										
Zn	-0,53	-0,46	-0,30	-0,32	0,02	-0,40	-0,26	0,36	-0,24	-0,26	-0,40	0,23	-0,21	1,00									
Cd	-0,11	-0,31	-0,28	-0,20	0,03	-0,23	0,00	0,52	-0,07	-0,19	-0,34	0,15	-0,19	0,04	1,00								
Pb	-0,02	0,18	0,43	-0,09	0,52	-0,25	-0,13	0,11	0,13	0,32	0,30	-0,40	-0,22	-0,04	-0,35	1,00							
CT	0,05	0,28	0,41	0,35	0,39	-0,07	0,33	0,01	0,17	0,47	0,30	0,11	0,15	-0,20	-0,14	0,35	1,00						
<i>E. coli</i>	-0,45	-0,46	-0,16	-0,14	-0,01	-0,30	-0,16	0,16	0,05	-0,11	-0,36	0,41	-0,02	0,85	-0,17	0,03	0,15	1,00					
DQO	-0,24	0,42	0,33	0,40	0,17	-0,10	0,29	-0,03	0,16	0,25	0,35	0,21	0,44	-0,13	-0,38	0,60	0,27	-0,04	1,00				
DBO <sub>5,20</sub>	-0,45	0,31	-0,13	0,39	0,50	-0,01	0,37	0,35	0,19	0,52	0,11	0,59	0,37	0,23	-0,06	0,19	0,36	0,27	0,62	1,00			
ST	-0,27	-0,07	-0,20	0,42	0,08	0,52	0,39	0,10	0,01	0,11	-0,36	0,54	0,32	0,11	0,24	0,39	-0,05	0,01	0,00	0,56	1,00		
SST	0,21	0,12	0,40	0,39	-0,12	0,24	0,22	-0,03	-0,15	-0,09	0,04	0,07	0,30	-0,26	0,03	0,35	-0,28	-0,38	0,54	0,08	0,11	1,00	

**Nota:** \**Escherichia coli* (*E. coli*), coliformes totais (CT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez (TB), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), potencial hidrogeniônico (pH), razão de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica (CE), sódio (Na<sup>+</sup>), potássio (K<sup>+</sup>), cálcio (Ca<sup>2+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>), cloreto (Cl<sup>-</sup>), carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), fósforo (P), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb). **Fonte:** Dados da autora (2021). Destaque nas correlações acima de 0,60.



No círculo de correlação do efluente sanitário P2, para F1, as variáveis que se correlacionam são:  $K^+$  positivamente, mostrando que teve maior variação no mês de janeiro de fevereiro do ano de 2019, se contrapondo com as correlações negativas para a variável Zn e *E. coli*. Para F2, TB e Fe possuem maior variação positiva no mês de outubro do ano de 2018, como pode ser verificado na Figura 8.

**Figura 8.** Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 1 e 2 (B), das amostras coletadas dentro do reator solar (P2).



**Fonte:** Dados da autora (2021).

De acordo com as diretrizes da OMS para tratamento de esgotos e remoção de patógeno, a qualidade de efluentes para irrigação irrestrita, é de *E. Coli*  $100\text{ml}^{-1} \leq 10^3$ , posto que o *E. coli* é o indicador bacteriano mais utilizado para medição de contaminação fecal em água e os processos de desinfecção solar podem ser pensados como uma tecnologia em potencial para melhorar a qualidade microbiana de efluentes de águas residuais usadas para irrigação de culturas comestíveis (Agnelo et al., 2020). A desinfecção solar pode utilizar reatores solares tradicionais para inativação do *E. coli*, produzindo água de irrigação satisfatória ao expor efluentes de águas residuais à luz solar natural (Marugán et al., 2020).

O nível populacional médio de *E. coli*, encontrado no efluente sanitário após o tratamento foi de  $3,99 \times 10^2$  NMP  $100\text{mL}^{-1}$ . Apenas no mês de maio do ano de 2018, que a redução o nível populacional médio de *E. coli* não atingiu a recomendação da OMS, ficando no valor de  $1,54 \times 10^3$  NMP  $100\text{mL}^{-1}$ . Para todos os outros meses de coleta, o

efluente sanitário tratado através do processo de desinfecção solar, está dentro dos padrões para a irrigação irrestrita de culturas comestíveis cruas.

Algumas águas residuais possuem em sua constituição elevadas concentrações de potássio. A irrigação a longo prazo com esse tipo de efluente tem efeitos negativos na estabilidade estrutural do solo, mesmo assim o potássio pode ter um papel essencial servindo para manter o equilíbrio do pH do efluente; com isso entende-se que o reúso agrícola a longo prazo, com a utilização de efluente com elevadas concentrações de potássio, precisa ser equilibrado com os riscos de dispersão do solo (Liang et al., 2021).

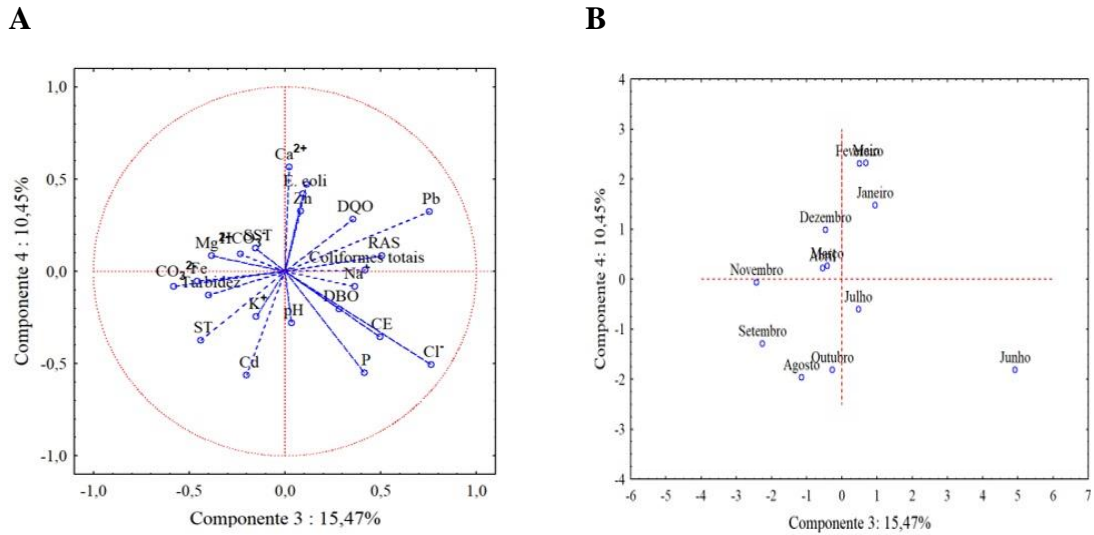
De acordo com García-Gil et al. (2020a), altos índices de turbidez, diminui a quantidade total de radiação disponível para ser absorvida pelas bactérias na água, levando a uma menor inativação bacteriana. O método de desinfecção solar precisa de baixa turbidez. O nível recomendado pelo SODIS é que a turbidez seja menor que 30 UNT, e a média da TB obtido pelo estudo foi de 2,90 UNT.

Para os F3 e F4, as variáveis  $Cl^-$  e CE e P tiveram uma maior variação no mês de junho do ano de 2018, e o atributo Cd teve maior variação no mês de agosto do mesmo ano, como pode ser visto na Figura 8.

Segundo Otter et al. (2020), as concentrações de  $Cl^-$  e CE, aumentam no efluente de reúso principalmente devido à evapotranspiração. Devido a grandes concentrações de fósforo, as águas residuais domésticas sempre sofrem com o problema da eutrofização; excessiva reprodução de algas; morte de peixes e outros organismos, e destruição do equilíbrio ecológico (Wang et al., 2021; Wen et al., 2021). Além disso, o alto teor de fósforo na água pode levar à doença óssea metabólica, que é prejudicial à saúde humana (Gao et al., 2021).

O F5 está representado pela variável  $Na^+$  e pela RAS, variando no mês de outubro do ano de 2018 e o F6 está representado pelo atributo SST, que teve sua maior variação no mês de setembro de 2018 e a variável DQO que variou no mês de agosto de 2018, como pode ser visto na Figura 9.

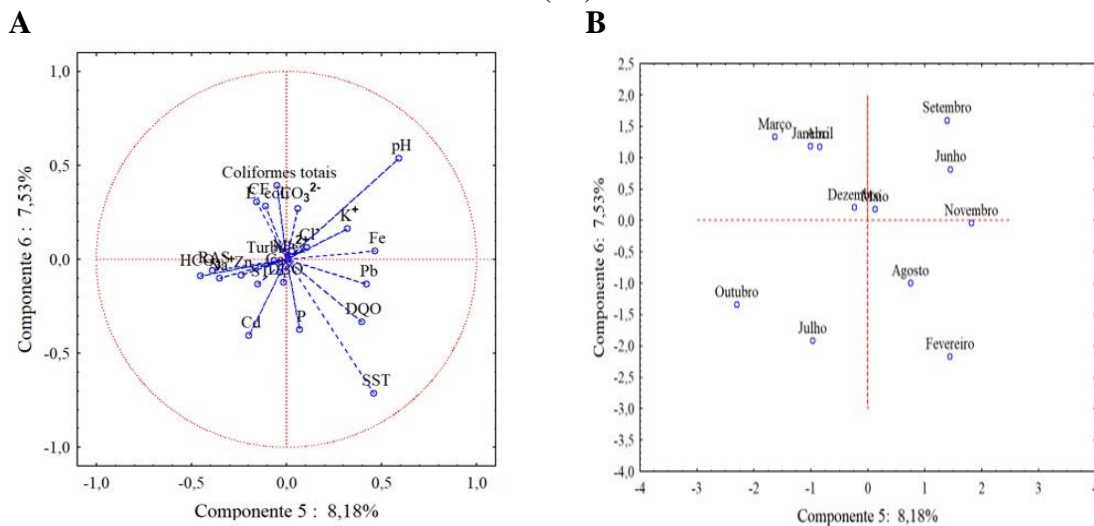
**Figura 9.** Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 3 e 4 (B), das amostras coletadas dentro do reator solar (P2).



**Fonte:** Dados da autora (2021).

A desinfecção solar pode atuar de forma mais efetiva em águas residuárias com baixos níveis de salinidade e sodicidade, não existindo um efeito inibitório sobre a atividade microbiana (Wang et al., 2021) e quando os valores de turbidez e sólidos totais são baixos, correspondem à baixa quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos suspensos ou dissolvidos nas águas residuais, trazendo resultados mais pontuais nos tratamentos desses efluentes (Lyn et al., 2020). O círculo de correlação entre os fatores 5 e 6 pode ser visualizado na Figura 10.

**Figura 10.** Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 5 e 6 (B), das amostras coletadas dentro do reator solar (P2).

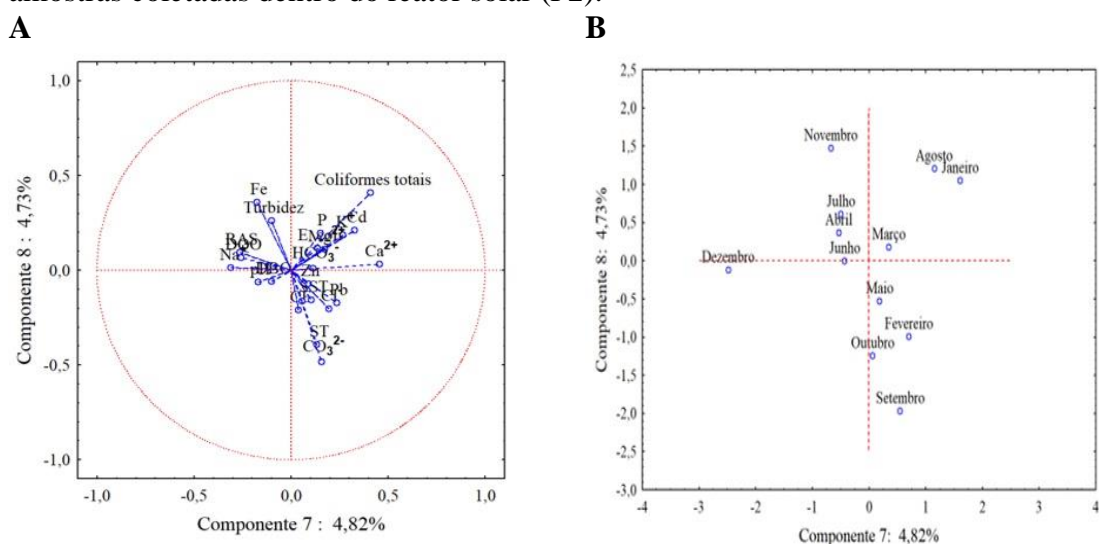


**Fonte:** Dados da autora (2021).

No círculo de correlação para F7 temos  $\text{Ca}^{2+}$  variando mais no mês de março do ano de 2019, e CT variando mais no mês de janeiro também do ano de 2019; já para F8, as variáveis  $\text{CO}_3^{2-}$  e ST, a maior variação foi no mês de setembro do ano de 2018, como pode ser visualizado na Figura 11.

A presença de substâncias transparentes como bicarbonatos e carbonatos, não causam impacto negativo na taxa de desinfecção solar (García-Gil et al., 2020b).

**Figura 11.** Distribuição da nuvem de variáveis, no círculo de correlações (A) e distribuição da nuvem de pontos representando a relação entre fatores 5 e 6 (B), das amostras coletadas dentro do reator solar (P2).



**Fonte:** Dados da autora (2021).

A análise das componentes principais para P2, restringiu a extensão dos dados, com a formação de 8 componentes principais demonstrando a variância total dos dados originais, e com a diminuição no número de variáveis de 22 para 5, o que equivale a seleção de 36% das variáveis do estudo.

Após a análise fatorial, obteve-se oito fatores (F1 a F8) que foram extraídos das 22 variáveis estudadas ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , P, pH, CE, RAS, TB, Fe, Zn, Cd, Pb, CT, *E. coli*, DQO, DBO, ST, SST), onde a proporção acumulada explicou 93,29% da variabilidade total dos resultados, mostrando a influência dos atributos da água residuária sanitária na diferenciação dos efluentes coletados, onde as cargas fatoriais expõem quanto um fator explica cada variável. Com 5 fatores explicou-se aproximadamente 70% da variação dos dados. Segundo Fávero & Belfiore (2017), geralmente emprega-se o número de elementos que concentrem 70% ou mais da dimensão da variância total. Assim, a Tabela 8 apresenta a distribuição das cargas

fatoriais, com os respectivos autovalores, a percentagem de explicação dos valores de variância total e acumulada.

**Tabela 8.** Eixos fatoriais extraídos para atributos das amostras do efluente coletado dentro do reator solar (P2) e as respectivas cargas fatoriais, autovalores, variância total e acumulada.

Variáveis	Fator 1 Químico Microbiológica	Fator 2 Físico Químico	Fator 3 Químico	Fator 4 Químico	Fator 5 Químico	Fator 6 Físico Interferência biologia	Fator 7 Químico Microbiológica	Fator 8 Químico Físico
<b>K<sup>+</sup></b>	<b>0,79</b>	-0,04	-0,02	0,03	-0,19	-0,02	0,26	-0,05
<b>Na<sup>+</sup></b>	0,28	0,04	0,21	0,14	<b>0,91</b>	0,10	0,07	0,05
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	0,16	-0,14	-0,21	0,28	0,25	0,38	<b>0,77</b>	0,15
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	0,19	0,57	-0,08	0,14	0,26	0,21	0,46	0,52
<b>Cl<sup>-</sup></b>	-0,02	-0,18	<b>0,94</b>	-0,21	0,06	0,06	-0,01	-0,09
<b>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></b>	0,37	0,11	-0,06	0,36	-0,08	0,00	0,10	<b>0,83</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	0,03	0,29	-0,12	0,01	<b>0,60</b>	0,06	0,41	0,56
<b>P</b>	-0,18	0,01	0,45	<b>-0,75</b>	-0,15	0,07	-0,21	-0,30
<b>pH</b>	0,17	0,38	0,50	0,38	-0,42	-0,13	-0,18	-0,04
<b>CE</b>	0,14	0,04	<b>0,75</b>	0,14	0,46	-0,11	0,16	0,24
<b>RAS</b>	0,23	-0,14	0,14	0,18	<b>0,90</b>	0,06	0,16	-0,17
<b>TB</b>	-0,33	<b>0,80</b>	-0,03	-0,18	0,02	-0,09	0,01	0,32
<b>Fe</b>	0,18	<b>0,90</b>	-0,08	0,14	-0,14	0,18	0,05	0,12
<b>Zn</b>	<b>-0,89</b>	-0,09	-0,07	-0,17	-0,21	-0,08	-0,04	-0,06
<b>Cd</b>	0,10	-0,02	-0,07	<b>-0,86</b>	-0,16	-0,11	-0,08	0,09
<b>Pb</b>	-0,09	-0,29	0,51	0,25	0,02	0,62	0,31	-0,32
<b>CT</b>	0,00	0,24	0,47	0,04	0,17	-0,17	<b>0,73</b>	-0,14
<b><i>E. coli</i></b>	<b>-0,84</b>	0,14	0,04	0,09	-0,28	-0,23	0,22	-0,12
<b>DQO</b>	-0,14	0,43	0,26	0,26	0,33	<b>0,71</b>	0,06	-0,16
<b>DBO<sub>5,20</sub></b>	-0,43	0,52	0,57	-0,12	0,29	0,21	-0,03	0,24
<b>ST</b>	-0,19	0,31	0,13	-0,27	-0,06	0,02	-0,17	<b>0,82</b>
<b>SST</b>	0,24	0,10	-0,16	-0,09	0,00	<b>0,90</b>	0,00	0,18
Autovetores	5,70	3,98	3,56	2,40	1,88	1,73	1,11	1,09
Variância Total (%)	24,78	17,32	15,47	10,45	8,18	7,53	4,82	4,73
Autovalor Acumulado (%)	24,78	42,10	57,57	68,02	76,20	83,73	88,55	93,29

**Nota:** \**Escherichia coli* (*E. coli*), coliformes totais (CT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), turbidez (TB), sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), potencial hidrogeniônico (pH), razão de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica (CE), sódio (Na<sup>+</sup>), potássio (K<sup>+</sup>), cálcio (Ca<sup>2+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>), cloreto (Cl<sup>-</sup>), carbonato (CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>) bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), fósforo (P), cobre (Cu), manganês (Mn), ferro (Fe), zinco (Zn), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb). **Fonte:** Dados da autora (2021). Destaque nas variáveis mais significativas para as variações do efluente.

A análise fatorial revelou que a maior parte das causas de variação de F1 com 24,78% da variação dos dados, são representados pelas variáveis K<sup>+</sup>, Zn, *E. coli*. Sendo que Zn e *E. coli* possuem relação inversa com o fator, e o K<sup>+</sup> possui relação direta com o fator.

O F2 foi representado pelas variáveis: TB e Fe, apresentando cargas fatoriais positivas (17,32%), já o F3 foram as variáveis: Cl<sup>-</sup> e CE, descrevem variáveis químicas (15,47%), demonstrando que o efluente em estudo apresenta característica salina. De acordo com o F4 destacam-se as variáveis P e Cd (10,45%), apresentando essas variáveis inversas ao fator. O F5 teve destaque para variáveis com características de presença de sodicidade como: Na<sup>+</sup> e RAS explicando (8,18%). F6 teve cargas fatoriais positivas para atributos químicos e físicos com caráter de interferência biológica como DQO e SST (7,53%), F7 e F8 estes foram menos expressivos, com valores de cargas fatoriais inferiores, para os atributos selecionados (Ca<sup>2+</sup>, CT, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> e ST), (4,82%, 4,73%) respectivamente.

O somatório das variâncias acumuladas (F1 e F2) explicam 42,10% das causas de variação, portanto, foram os fatores de maior contribuição para a distinção fatores em estudo. Com 4 fatores explica-se aproximadamente 68% e com 5 fatores 76%, onde 12 variáveis apresentaram maior importância eliminando 10 variáveis, sendo essa diminuição importante, pois economiza material de análise e otimiza o tempo de estudo.

#### **4. CONCLUSÃO**

As variáveis microbiológicas *E. coli* e coliformes totais, tiveram uma redução média de 99,94% e 99,45%, respectivamente. Em que o nível populacional médio de *E. coli* após 12 horas de exposição solar foi de  $3,99 \times 10^2$  NMP.100ml<sup>-1</sup>, diminuindo o equivalente a 4 unidades logarítmicas médias, tornando possível o reúso agrícola irrestrito. Para coliformes totais, o nível populacional médio após o tratamento foi de  $4,24 \times 10^3$  NMP.100ml<sup>-1</sup>, apresentando uma redução de 3 unidades logarítmicas. A qualidade física, química e microbiológica do efluente tratado foi melhorada com o uso do tanque séptico e com o tempo de exposição à radiação solar de 12 h.

O efluente sanitário tratado apresentou remoção média de 77,94% de TB. Os SST apresentaram uma remoção média de 70,47%. Com relação aos micronutrientes Cu e Zn, estes obtiveram uma remoção média de 100% e 69,44%, respectivamente. Já no que se refere ao metal pesado Pb, obteve-se uma remoção média de 62,22%. Todos os atributos que tiveram redução, ficaram abaixo dos índices recomendados pela legislação virgente para reúso de efluentes sanitários, indicando alta eficiência do tratamento biológico.

A análise dos componentes principais, permitiu reduzir a dimensionalidade dos dados, no número de variáveis de 23 para 7, no efluente de P1 e para o efluente de P2, obteve a diminuição no número de variáveis de 22 para 5. Por meio da análise fatorial, foi possível observar que as amostras de P1, no fator 1 foram: CT, DBO<sub>5,20</sub>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> e Cd, e no fator 2 foram: Cl<sup>-</sup>, Pb e pH, as que mais se correlacionaram, explicando juntos 43,94% da variação total, em que variáveis de interferência microbiológica e química mais se destacaram. Para as amostras do P2, as variáveis que mais se correlacionaram foram K<sup>+</sup>, Zn, *E. coli* no fator 1 e no fator 2, TB e Fe, explicando juntos 42,10% da variação total, mostrando que variáveis físicas, químicas e microbiológicas se destacaram de forma a caracterizar as variações desse efluente.

## REFERÊNCIAS

- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 16.783. Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Rio de Janeiro: ABNT, 2019. 19p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 13.969. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 60p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 7.229. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 15p.
- Agnelo, L.; Leonel, L. P.; Silva, N. B.; Candello, F. P.; Schneider, J.; Tonetti, A.L. Effects of wastewater disinfectants on the soil: Implications for soil microbial and chemical attributes. *Science of The Total Environment*, v. 706, 136007, 2020. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.136007
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L.de M.; Sparovek, G. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- Ayoub, G. M.; Malaeb, L. Solar water disinfection: uv radiation transmittance of various solar reactor tubes. *Energy Procedia*, v. 157, p. 498-511, 2019. doi: 10.1016/j.egypro.2018.11.214
- Baird, R. B.; Eaton, A. D.; Rice, E. W. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23.ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2017. 1504p.
- Bonifácio, B. F.; Nobre, G. R.; Sousa, A. S.; Gomes, E. M.; Silva, E. M.; Sousa, L. P. Effects of potassic fertilization and irrigated with saline water in growth of rootstock of guava. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 41, n. 4, p. 971-980, 2018.

- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 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.
- Cavalcante, F. L.; Bezerra, J. M.; Batista, R. O.; Silva, K. B., Mendes, H. C. Análise de componentes principais aplicada à desinfecção solar de águas cinza para reúso no semiárido potiguar. *Irriga*, v. 23, n. 3, p. 480-492, julho-setembro, 2018.
- Ceará. Resolução COEMA nº 2 de 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. *Diário Oficial do Estado do Ceará*, Fortaleza, 2002.
- Colares, C. J. G.; Sandri, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. *Ampli-Água*, v. 8, n. 1, p. 172-185, 2013.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. *Fundamento do controle de poluição das águas*. São Paulo: CETESB, 2018. 227p.
- Deepnarain, N., Nasr, M., Kumari, S., Stenström, TA, Reddy, P., Pillay, K., & Bux, F. Artificial intelligence and multivariate statistics for comprehensive assessment of filamentous bacteria in wastewater treatment plants experiencing sludge bulking. *Environmental Technology & Innovation*, v. 19, 100853, 2020. doi: 10.1016/j.eti.2020.100853
- Fávero, L. P. L.; Belfiore, P. P. *Manual de análise de dados: estatística e modelagem multivariada com excel, SPSS e stata*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017. 1187p.
- Fernandes, C. N., Cavalcante, F. L., Batista, R. O. *Desinfecção solar de fluentes sanitários*. Natal: Editora IFRN, 2019. 100p.
- Gao, Y.; Li, J.; Dong, H.; Qiang, Z. Nitrogen removal mechanism of marine anammox bacteria treating nitrogen-laden saline wastewater in response to ultraviolet (UV) irradiation: High UV tolerance and microbial community shift. *Bioresource Technology*, v. 320, 124325, 2021. doi: 10.1016/j.biortech.2020.124325
- García-Gil, Á.; Pablos, C.; García-Muñoz, R.A.; McGuigan, K.G.; Marugán, J. Material selection and prediction of solar irradiance in plastic devices for application of solar water disinfection (SODIS) to inactivate viruses, bacteria and protozoa. *Science of The Total Environment*, v. 730, 139126, 2020a. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139126
- García-Gil, Á.; Valverde, R.; García-Muñoz, R.A.; McGuigan, K.G.; Marugán, J. Solar water disinfection in high-volume containers: Are naturally occurring substances attenuating factors of radiation? *Chemical Engineering Journal*, v. 399, 125852, 2020b. doi: 10.1016/j.cej.2020.125852



- García-Gil, Á.; Abeledo-Lameiro, M.J.; Gómez-Couso, H.; Marugán, J. Kinetic modeling of the synergistic thermal and spectral actions on the inactivation of *Cryptosporidium parvum* in water by sunlight. *Water Research*, v. 185, 116226, 2020c. doi: 10.1016/j.watres.2020.116226
- Jin, Y.; Shi, Y.; Chen, Z.; Chen, R.; Chen, X.; Zheng, X.; Ding, R. Enhancement of solar water disinfection using H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> generated in situ by electrochemical reduction. *Applied Catalysis B: Environmental*, v. 267, 118730. 2020. doi: 10.1016/j.apcatb.2020.118730
- Koottatep, T.; Pussayanavin, T.; Khamyai, S.; Polprasert, C. Performance of novel constructed wetlands for treating solar septic tank effluent. *Science of the Total Environment*, v. 754, 142447, 2020. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142447
- Khatri, N., Khatri, KK e Sharma, A. Artificial neural network modelling of faecal coliform removal in an intermittent cycle extended aeration system-sequential batch reactor based wastewater treatment plant. *Journal of Water Process Engineering*, v. 37, 101477. 2020. doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101477
- Leenders, N. H. J.; Vermeulen, E. A.; Adriana J.; Ballegooijen, A. J.; Hoekstra, T.; Vries, R. W.; Beulens, J. W.; Vervloet, M. G. The association between circulating magnesium and clinically relevant outcomes in patients with chronic kidney disease: a systematic review and meta-analysis. *Clinical Nutrition*, 2020. doi: doi.org/10.1016/j.clnu.2020.12.0150261-5614
- Letelier-Gordo, C. O.; Mancini, E.; Pedersen, P. B.; Angelidaki, I.; Fotidis, I. A. Saline fish wastewater in biogas plants - Biomethanation toxicity and safe use. *Journal of Environmental Management*, v. 275, 111233, 2020. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111233
- Liang, X.; Rengasamy, P.; Smernik, R.; Mosley, L. M. Does the high potassium content in recycled winery wastewater used for irrigation pose risks to soil structural stability? *Agricultural Water Management*, v. 243, 106422, 2020. doi: 10.1016/j.agwat.2020.106422
- Liu, C.; Liu, F.; Andersen, M.N.; Wang, G.; Wu, K.; Zhao, Q.; Ye, Z. Domestic wastewater infiltration process in desert sandy soil and its irrigation prospect analysis. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 208, 111419, 2021. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.111419
- Lopes, T. C., Portela, J. C., Melo, S. B., Oliveira, V. N., Batista, R. O., Fernandes, J. E. Cunha, M. E. Characterization of physical-chemical and structural soil attributes in the semiarid region of the Rio Grande do Norte State, Brazil. *Journal of Agricultural Science*, v 11, n. 3, p. 359-369, 2019.
- Lyn, C. W.; Bashir, M. J.; Wong, L.Y.; Lim, J.W.; Sethupathi, S.; Ng, C.A. Ancillary palm oil fuel ash (POFA) in sequencing batch reactor for enhancing recalcitrant pollutants removal from domestic wastewater. *Chemosphere*, v. 265, 129050, 2020. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.129050

- Marugán, J.; Giannakis, S.; Polo-López, M. I.; Mcguigan, K. Desinfecção solar como tecnologia de tratamento de água. In: Leal Filho, W.; Azul, A.M.; Brandli, L.; Lange Salvia, A.; Wall, T. (ed.). Enciclopédia dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU: Água limpa e Saneamento. Springer, 2020, p.1-16.
- Magalhães, G. C.; Fantin-Cruz, I.; Zeilhofer, P.; Dores, E. F. G. C. Metais potencialmente tóxicos em rios a montante do Pantanal Norte. *Ambi-Água*, v. 11, n. 4, p.833-850, 2016,
- Moura, P. G.; Aranha, F. N.; Handam, N. B.; Martin, L. E.; Salles, M. J.; Carvajal, E.; Jardim, R.; Sotero-Martins, A. Água de reúso: uma alternativa sustentável para o Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25 n. 6, p. 791-808, nov/dez, 2020, doi: 10.1590/S1413-4152202020180201
- Oliveira, J. F.; Fia, R.; Fia, F. R.; Rodrigues, F. N.; Matos, M. P.; Siniscalchi, L. A. Principal component analysis as a criterion for monitoring variable organic load of swine wastewater in integrated biological reactors UASB, SABF and HSSF-CW. *Journal of Environmental Management*, v. 262, 110386, 2020. Doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110386
- Ortiz, JD, Avouris, DM, Schiller, SJ, Luvall, JC, Lekki, JD, Tokars, RP, Becker, R. Evaluating visible derivative spectroscopy by varimax-rotated, principal component analysis of aerial hyperspectral images from the western basin of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, v. 45, n. 3, p. 522-535, 2019. doi: 10.1016/j.jglr.2019.03.005
- Otter, P.; Hertel, S.; Ansari, J.; Lara, E.; Cano, R.; Arias, C.; Gregersen, P.; Grischek, T.; Benz, F.; Goldmaier, A.; Alvarez, J. A. Disinfection for decentralized wastewater reuse in rural areas through wetlands and solar driven onsite chlorination. *Science of the Total Environment*, v. 721, 137595, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137595>
- 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, p. 35-44, 2014.
- Ramadan, A.; Kamel, A.; Taha, A.; El-Shabrawy, A.; Abdel-Fatah, N. A. A multivariate data analysis approach for investigating daily statistics of countries affected with COVID-19 pandemic. *Heliyon*, v. 6, n. 11, e05575, 2020. doi: 10.1016/j.heliyon.2020.e05575
- Silva, M. M.; Feijó, F. M.; Alves, N. D.; Rodrigues, G. S.; Santos, C. S.; Fernandes, F. C. Physicochemical and microbiological evaluation of water from western part of the Rio Grande do Norte, Brazil. *African Journal of Microbiology Research*, v. 14, n. 3, p. 112-118, April, 2020. doi: 10.5897/AJMR2019.9064
- Silva, P. F.; Matos, R. M.; Lima, S. C.; Dantas Neto, J.; Lima, V. L. A. Obstruction and uniformity in drip irrigation systems by applying treated wastewater. *Revista Ceres*, v. 64, n.4, p. 344-350, jul/ago, 2017. Doi: 10.1590/0034-737X201764040002

- Simão, G.; Damiani, A. P. M.; Alexandre, N. Z.; Silva, B. G. Qualidade da água utilizada para consumo humano em áreas rurais, estudo de caso no município de Santa Rosa do Sul- SC. *Holos Environment*, v. 20, n. 1, p. 100-116, 2020.
- Sundha, P.; Basak, N.; Rai, A. K.; Yadav, R. K; Sharma, P. C.; Sharma, D. K. Can conjunctive use of gypsum, city waste composts and marginal quality water rehabilitate saline-sodic soils? *Soil and Tillage Research*, v. 200, 104608, 2020. doi: 10.1016/j.still.2020.104608
- Sutherland, C.; Reynaert, E.; Dhlamini, S.; Magwaza, F.; Lienert, J.; Riechmann, M. E.; Buthelezi, S.; Khumalo, D.; Morgenroth, E.; Udert, K. M.; Sindall, R. C. Socio-technical analysis of a sanitation innovation in a peri-urban household in Durban, South Africa. *Science of the Total Environment*, v. 755, 143284, 2020. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143284>
- Sun, B.; Chen, S.; Liu, Q.; Lu, Y.; Zhang, C.; Fang, H. Review of sewage flow measuring instruments. *Ain Shams Engineering Journal*, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.08.031>
- Tian, T.; Yu, H. Iron-assisted biological wastewater treatment: Synergistic effect between iron and microbes. *Biotechnology Advances*, v. 44, 107610, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107610>
- UNITED STATES. United States Environmental Protection Agency - USEPA. Secondary maximum contaminant levels: a strategy for drinking water quality and consumer acceptability. Washington: 2015, 70p.
- UNITED STATES. United States Environmental Protection Agency - USEPA. Guidelines for water reuse. Washington: USEPA, 2012. 642p.
- Wen, Y.; Zheng, Z.; Wang, S.; Han, T.; Yang, W.; Jönsson, P. G.; Magnetic bio-activated carbons production using different process parameters for phosphorus removal from artificially prepared phosphorus-rich and domestic wastewater. *Chemosphere*, v. 271, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129561>.
- Wang, Q.; Ding, J.; Xie, H.; Hao, D.; Du, Y.; Zhao, C.; Xu, F.; Kong, Q, Wang B, Phosphorus removal performance of microbial-enhanced constructed wetlands that treat saline wastewater. *Journal of Cleaner Production*, v. 288, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125119>
- Yang, S.; Zheng, Y.; Mao, Y.; Xu, L.; Jin, Z.; Zhao, M. Zheng, X. Domestic wastewater treatment for single household via novel subsurface wastewater infiltration systems (SWISs) with NiiMi process: Performance and microbial community. *Journal of Cleaner Production*, v. 279, 123434, 2021. doi: 10.1016/j.jclepro.2020.123434

## CAPÍTULO 2 - ANÁLISE ESPECTRAL SINGULAR DE MICRORGANISMOS PATOGENICOS EM SISTEMA DE TRATAMENTO E USO AGRÍCOLA DE ÁGUA RESIDUÁRIA SANITÁRIA

### RESUMO

O aumento populacional é um fator que acarreta elevação no volume das águas residuária, e conseqüentemente potencializa os impactos ambientais, o que demanda o desenvolvimento e, ou, adaptação de tecnologias economicamente viáveis de tratamento e uso agrícola de efluentes. Neste sentido, objetivou-se, neste trabalho, monitorar a variabilidade do nível populacional, bem como a remoção de atributos microbiológicos da água residuária sanitária em uma estação de tratamento. Para isso, foi montado em área experimental da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Mossoró-RN, um sistema de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária dotado de tanque séptico, reator solar e vala de infiltração. Entre os meses de maio do ano de 2018 e junho do ano de 2019, foram realizadas doze amostragens do efluente, sendo uma por mês. A coleta das amostras de efluente foi feita à montante do tanque séptico e dentro do reator solar, ficando o efluente exposto 12 h por dia a radiação solar, em que foram monitoradas a temperatura e a radiação solar no dia da coleta durante a exposição do efluente. Nas amostras coletadas foram analisados os atributos microbiológicos coliformes totais e *Escherichia. coli*, por meio da análise descritiva e da análise espectral singular. Para a análise espectral singular a predição foi para o período de um ano. A pesquisa torna-se pioneira na utilização da análise espectral singular para predizer o comportamento de efluente sanitário tratado na região semiárida, trazendo a possibilidade de otimização dos processos de análises e de gestão de tempo. Para o efluente de entrada, a predição mostrou uma tendência a crescimento alternando com períodos de estabilidade. Para o efluente de saída a predição conseguiu apresentar dados regulares até os seis primeiros meses, mostrando erro, e superestimação dos dados para os seis meses finais da pesquisa. Entende-se que este trabalho necessita de uma maior série temporal para que a predição do efluente de saída seja realizada para o período de um ano.

**Palavras-chave:** Poluição ambiental. Efluente Sanitário. Mitigação. Análise Temporal. Ruídos.

## **CHAPTER 2 - SINGULAR SPECTRAL ANALYSIS PATHOGENIC MICRO-ORGANISMS IN A SYSTEM FOR TREATMENT AND AGRICULTURAL USE OF SANITARY RESIDUARY WATER**

### **ABSTRACT**

The population increase is a factor that leads to an increase in the volume of wastewater, and consequently enhances environmental impacts, which requires the development and / or adaptation of economically viable technologies for the treatment and agricultural use of effluents. In this sense, the objective of this work was to monitor the variability of the population level, as well as the removal of microbiological attributes from sanitary wastewater in a treatment plant. For this, it was set up in an experimental area of the Federal Rural University of the Semi-Arid (UFERSA), campus Mossoró-RN, a treatment and agricultural use system for sanitary wastewater equipped with a septic tank, solar reactor and infiltration ditch. Between the months of May of 2018 and June of 2019, twelve samples of effluent were carried out, one per month. The collection of the effluent samples was made upstream of the septic tank and inside the solar reactor, leaving the effluent exposed to solar radiation for 12 hours a day, in which the temperature and solar radiation were monitored on the day of collection during the exposure of the effluent. In the collected samples, the total coliform and *Escherichia coli* microbiological attributes were analyzed, through descriptive analysis and singular spectral analysis. For the singular spectral analysis the prediction was for the period of one year. The research becomes a pioneer in the use of singular spectral analysis to predict the behavior of sanitary effluent treated in the semiarid region, bringing the possibility of optimization of the analysis and time management processes. For the inlet effluent, the prediction showed a tendency for growth alternating with periods of stability. For the outflow effluent, the prediction was able to present regular data up to the first six months, showing error, and overestimation of the data for the final six months of the survey. It is understood that this work requires a longer time series for the prediction of the outflow effluent to be carried out for the period of one year.

**Keywords:** Environmental pollution. Sanitary effluent. Mitigation. Temporal Analysis. Noises.

## 1. INTRODUÇÃO

Em 2018, apenas 53,2% dos brasileiros estavam conectados à rede de esgoto e apenas 46,3% do esgoto estava sendo tratado adequadamente (Sampaio & Sampaio, 2020). O índice de coleta de esgoto na região nordeste brasileira é de 28,3%, e sobre os índices de tratamento de esgotos gerados, observa-se que a região nordeste com 33,7% foi a única que não apresentou crescimento no ano de 2019 (Brasil, 2020).

Nas regiões semiáridas brasileiras, além da heterogeneidade na disponibilidade de água, a qualidade da água está comprometida, faltando tratamento das águas residuárias; e o saneamento inadequado é uma das principais causas de mortalidade e morbidade nessa região. Em termos de saúde pública, doenças como diarreia, disenteria, cólera, hepatite A e febre tifoide são comuns de proliferar (Marangon et al., 2020).

As ameaças à saúde causadas por águas poluídas geram preocupações generalizadas entre a população. E especificamente, a alta concentração de metais pesados, compostos orgânicos e patógenos contidos nas águas residuárias são ameaças à saúde dos seres humanos (Bu et al., 2020).

O tratamento inadequado das águas residuárias é uma situação perigosa, não só devido à contaminação físico-química das águas dos mananciais, mas também o risco de contaminação microbiológica e transferência de bactérias resistentes a antibióticos para o meio ambiente. Se faz necessário uma modernização urgente ou construção de novas estações de tratamento de águas residuárias para mitigar a crescente contaminação microbiológica da água dos mananciais (Serwecińska et al., 2020).

Independentemente dos tipos de contaminantes presentes na água, busca-se aprimorar as tecnologias tradicionalmente empregadas nos processos de tratamento hídrico a fim de garantir água segura para o abastecimento da população, e um efluente de qualidade para reúso agrícola (Cruz & Mierzwa, 2020).

O tanque séptico é uma tecnologia mais comumente utilizada para pré-tratamento de águas residuárias, sua função básica é remover de 60 a 80% do material não solúvel (Adhikari & Lohani, 2019).

Outro processo de tratamento de águas residuárias é a desinfecção por radiação solar (SODIS), que é um tratamento doméstico simples, barato e sustentável, apropriado para países de baixa renda ou para situações emergenciais (García-Gil et al., 2020).

Para uma eficiente desinfecção solar, características como: tipo de efluente, material do reator, temperatura e tamanho do reator afetam o processo de tratamento.

Em se tratando da desinfecção solar, segundo Ayoub & Malaeb (2019), entre os contaminantes investigados em seu estudo, a *Escherichia coli* (*E. coli*) apresentou a menor resistência a UVA (320 a 400 nm) e os coliformes totais foram os mais resistentes. Outra característica interessante obtida no estudo é que o reator impermeabilizado com folha de alumínio mostrou melhores condições de inativação das bactérias patogênicas.

Os processos de fotoinativação da desinfecção solar podem seguir mecanismos diretos e indiretos e são fortemente afetados pelas diferentes faixas espectrais de UV e características microbiológicas específicas dos patógenos; os protozoários e vírus são principalmente fotoinativados por mecanismos endógenos diretos causados pela ação da radiação UVB (280 a 320 nm), enquanto as bactérias são danificadas por processos endógenos diretos e indiretos pela ação da radiação UVA e UVB (García-Gil et al., 2020).

Com o intuito de trazer uma contribuição diferenciada, o uso da técnica análise espectral singular (SSA) tem sido um método de análise de série temporal em amplo desenvolvimento. Esta técnica não paramétrica é utilizada em uma variedade de campos, como processamento de sinais, finanças, economia, processamento de imagens, meteorologia, engenharia, medicina, biologia e genética (Kalantari, 2021).

A análise espectral singular (SSA), tornou-se uma técnica de previsão e pré-processamento usada na análise de séries temporais, sendo explorada em diversos processos de monitoramento, dada a sua maior aplicação e desempenho superior em comparação aos métodos multivariados convencionais, como Análise de Componentes Principais (ACP) (Krishnannair, 2019).

A capacidade de extrair informações relevantes de grandes conjuntos de dados é, portanto, de extrema importância. Nesse contexto, o SSA é uma ferramenta poderosa de análise que vem ganhando impulso (Leles et al., 2018).

Diante do exposto, o objetivo neste trabalho foi monitorar a remoção dos atributos microbiológicos da água residuária sanitária em estação de tratamento constituída por tanque séptico e reator solar e obter através da análise espectral singular o comportamento desse efluente através de uma predição para o período de um ano.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Localização e caracterização da área experimental

Este trabalho foi realizado por meio da instalação e do monitoramento de um sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária em área experimental situada nas proximidades do Laboratório de Construções Rurais e Ambiência (LCRA) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Mossoró-RN, sob as coordenadas geográficas 5°12'12,90'' de latitude sul, 37°19'26,97'' de longitude oeste e tendo 20 m de altitude.

Consultando a classificação proposta por Köppen, o clima da região é do tipo BSh, ou seja, clima seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono, com precipitação pluviométrica bastante irregular, média anual de 794 mm, temperatura média anual de 26,50°C, umidade relativa do ar média de 68,90%, insolação média diária de 7,83 h e anual de 2.771,27 h de brilho solar e velocidade média do vento de 0,84 m s<sup>-1</sup> (Álvares et al., 2013).

Essa área experimental da UFERSA foi selecionada por possuir espaço físico suficiente para a instalação do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária. O LCRA/UFERSA possui uma rede coletora de toda água residuária gerada no prédio, bem como um tanque de equalização, que possui as dimensões de 0,80 m de comprimento lado por 0,25 m de largura, para a homogeneização das águas residuárias oriundas dos vasos sanitários e dos lavatórios de mãos dos banheiros masculino e feminino; das pias do Laboratório de Dinâmica de Interação Solo-Máquina (LDISM), da Sala de Aula do prédio e do Laboratório de Ensaio de Materiais (LEM); e de um destilador de água instalado no LDISM. Estima-se que no LCRA/UFERSA circulem, em média, 61 ocupantes temporários por dia, entre professores, alunos, servidores e terceirizados da instituição.



## **2.2 Descrição do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária**

O sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária, constituído por um tanque séptico, um reator solar e uma vala de infiltração, foi dimensionado seguindo as recomendações técnicas da NBR 7.229 (ABNT, 1993) e da NBR 13.969 (ABNT, 1997).

O tanque séptico foi dimensionado para atender a uma vazão de  $3,05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , produzida por 61 ocupantes temporários em condições escolares como descrito nas recomendações técnicas da NBR 7.229 (ABNT, 1993) e da NBR 13.969 (ABNT, 1997), enquanto o reator solar foi dimensionado para tratar no máximo  $0,41 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  de água residuária sanitária.

Na Figura 1 estão apresentados registros fotográficos do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária, destacando o tanque séptico com duas câmaras, reator solar e vala de infiltração. Deve-se ressaltar que o tanque de equalização, tanque séptico, reator solar e vala de infiltração foram interligados por tubulações em PVC com diâmetros nominais de 40 e 100 mm.

**Figura 1.** Imagens do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola da água residuária sanitária, destacando o tanque séptico com duas câmaras (A), reator solar (B), e vala de infiltração (C).

**A**



**B**



**C**



**Fonte:** Acervo pessoal (2021).

### 2.2.1 Tanque séptico

O volume útil do tanque séptico ( $V_u$ ) de  $4,73 \text{ m}^3$  foi estimado com base na Equação 1 da NBR 7.229 (ABNT, 1993), tendo a finalidade de coletar e tratar lodo e espuma presente na água residuária sanitária. Este foi construído com duas câmaras em série, sendo a divisória dotada de três aberturas, cada abertura possui  $0,10 \text{ m}$  de largura por  $0,20 \text{ m}$  de altura, posicionada a  $2/3$  do comprimento do tanque séptico. Cada câmara possui na superfície do tanque uma abertura circular de  $0,10 \text{ m}$  de diâmetro nominal para inspeção, coleta de amostras dos efluentes e escape de gases (Figura 1A).

Neste trabalho, o volume útil do tanque séptico ( $V_u$ ) de  $4,73 \text{ m}^3$  foi calculado por meio da equação 1 da NBR 7.229 (ABNT, 1993), considerando número de contribuições (N) de 61 ocupantes, contribuição de despejo (C) de  $50 \text{ L ocupante}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , tempo de detenção hidráulica (T) de  $0,83 \text{ d}$ , taxa de acúmulo de lodo (K) de 97 para intervalo entre limpezas de dois anos e temperatura do mês mais frio superior a  $20^\circ\text{C}$ , contribuição de lodo fresco ( $L_f$ ) de  $0,20 \text{ L ocupante}^{-1} \text{ d}^{-1}$ .

$$V_u = \frac{1000 + N \cdot (C \cdot T + K \cdot L_f)}{1000} \quad (1)$$

Em que:

$V_u$  - Volume útil do tanque séptico,  $\text{m}^3$ ;

1000 - Fator de segurança, L;

N - Número de contribuições, ocupantes;

C - Contribuição de despejo,  $\text{L hab}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ;

T - Tempo de detenção hidráulica, d;

K - Taxa de acúmulo de lodo digerido, adimensional; e,

$L_f$  - Contribuição de lodo fresco,  $\text{L hab}^{-1} \text{ d}^{-1}$ .

Com o  $V_u$  de  $4,73 \text{ m}^3$  e considerando largura interna (L) de  $1,30 \text{ m}$  ( $L \geq 0,80 \text{ m}$ , como recomendado pela NBR 7.229/1993, e profundidade (h) de  $1,40 \text{ m}$  ( $1,20 \text{ m} < h < 2,20 \text{ m}$  para  $V_u$  de  $4,73 \text{ m}^3$  conforme NBR 7.229/1993; por fim, calculou-se o comprimento do tanque séptico ( $C_p$ ) de  $2,6 \text{ m}$  empregando-se a Equação 2.

$$C_p = \frac{V_u}{L \cdot h} \quad (2)$$

Em que:

$V_u$  - Volume útil do tanque séptico,  $m^3$ ;

$C_p$  - Comprimento interno do tanque séptico, m;

$L$  - Largura interna do tanque séptico, m; e,

$h$  - Profundidade útil do tanque séptico, m.

O tanque séptico foi construído com as dimensões internas de 2,60 m de comprimento, 1,30 m de largura e 1,40 m de profundidade, utilizando alvenaria de tijolos, laje pré-moldada e revestimento interno com material impermeabilizante.

### 2.2.2 Reator solar

O reator solar foi construído em concreto armado na forma de troco de pirâmide (Figura 1B), tendo raio maior de 1,00 m, raio menor de 0,25 m e 0,30 m de profundidade, resultando em inclinação  $21,8^\circ$  para minimizar sombreamento como recomendado por Queluz & Sánchez-Román (2014) e Cavalcante et al. (2018).

O piso do reator solar foi impermeabilizado e procedeu-se com a adesão de uma manta asfáltica, dotada de acabamento aluminizado, tendo em sua composição asfalto, polímeros e estruturantes sintéticos, evitando com isso, a infiltração da água residuária sanitária e possibilitando a reflexão dos raios solares aumentando assim a exposição dos microrganismos patogênicos as radiações ultravioletas UVB (280 a 320 nm) e UVA (320 a 400 nm).

De acordo com Ayoub & Malaeb (2019), ao aplicar folha de alumínio nos reatores solares a desinfecção obteve maior qualidade, do que a desinfecção ocorrida nos reatores solares pintados na cor preta. A aplicação da manta asfáltica com acabamento aluminizado no reator solar, pode ser vista na Figura 2.

**Figura 2.** Aplicação da manta asfáltica com acabamento aluminizado no reator solar.



**Fonte:** Acervo pessoal (2021).

Este sistema exerce tratamento terciário na água residuária sanitária causando a redução do nível populacional de coliformes totais e *E. coli* pelo efeito sinérgico da elevação da temperatura e exposição as radiações ultravioletas UVA e UVB. No presente estudo não foi utilizada a altura máxima do reator solar de 0,30 m, mas sim uma lâmina de 0,10 m da água residuária sanitária, durante um período de 12 h, como proposto por Cavalcante et al. (2018) com o intuito de potencializar a desinfecção solar. Com o uso da Equação 3 obteve-se um volume de 0,14 m<sup>3</sup> de água residuária sanitária tratada no reator solar.

$$V = \frac{3,14 \cdot h}{3} \cdot (R^2 + R \cdot r + r^2) \quad (3)$$

Em que:

V - Volume útil do reator solar na forma de tronco de cone, m<sup>3</sup>;

R - Raio da base maior do reator solar na forma de tronco de cone, m;

r - Raio da base menor do reator solar na forma de tronco de cone, m; e,

h - Altura do reator solar na forma de tronco de cone, m.

### 2.2.3 Vala de infiltração

É um sistema de disposição do efluente tratado no reator solar que orienta sua infiltração no solo e consiste em um conjunto ordenado com tubulação perfurada envelopada por camada-suporte de pedra britada (ABNT, 1993). No seu

dimensionamento utilizou-se a Equação 4, onde a área superficial da vala de infiltração foi de 12 m<sup>2</sup>, considerando um coeficiente de infiltração de 130 L m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> no solo da área experimental.

$$A_s = \frac{N \cdot C}{C_i} \quad (4)$$

Em que:

$A_s$  - Área superficial da vala de infiltração, m<sup>2</sup>;

$N$  - Número de unidades de contribuição, habitante;

$C$  - Contribuição de despejos, L hab<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>; e,

$C_i$  - Coeficiente de infiltração, L m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

Este sistema foi construído com 8,0 m de comprimento por 1,5 m de largura e 0,5 m de profundidade, possuindo, internamente, uma tubulação em PVC com diâmetro nominal de 100 mm, dotado de perfurações de diâmetro de 0,01 m. Para minimizar a obstrução destas perfurações realizou-se o envelopamento da tubulação de 100 mm com brita gnaisse n°1.

## **2.3 Monitoramento do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola de água residuária sanitária**

### **2.3.1 Atributos microbiológicos.**

No monitoramento mensal do desempenho do sistema ecológico de tratamento e uso agrícola foram realizadas, entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, 12 amostragens da água residuária sanitária à montante do tanque séptico (P1) e dentro do reator solar (P2), com frequência mensal.

Para os atributos microbiológicos, foram coletadas amostras simples em P1 e P2 após a exposição de 12 h do efluente a radiação ultravioleta UVA e UVB. Durante o período de amostragem e transporte até os laboratórios, as amostras simples foram preservadas em caixa isotérmica com temperatura entre 4 e 6°C para a minimização da alteração de atributos biológicos, seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Baird et al., 2017).

No Laboratório de Saneamento Ambiental (LASAM) da UFERSA, foram realizadas as análises microbiológicas. Utilizou-se para estas análises, frascos estéreis com volume de 100 mL. A escolha destes indicadores para avaliar a remoção de poluentes e a inativação de microrganismos teve como base os trabalhos de Queluz & Sánchez-Román (2014) e Cavalcante et al. (2018).

Para a identificação e obtenção dos níveis populacionais coliformes totais (CT), *Escherichia coli* (*E. coli*), utilizou-se o sistema Colilert (Idexx Laboratories Inc., US) que é utilizado para detecções simultâneas, identificações específicas e confirmativas de coliformes totais e *E. coli*. As amostras foram misturadas ao meio de cultura (Colilert) e após homogeneização, foram transferidas para uma cartela com poços isolados (Quanti-tray) e selada em seladora específica. Em seguida, as cartelas foram incubadas a 35 °C por 24 h.

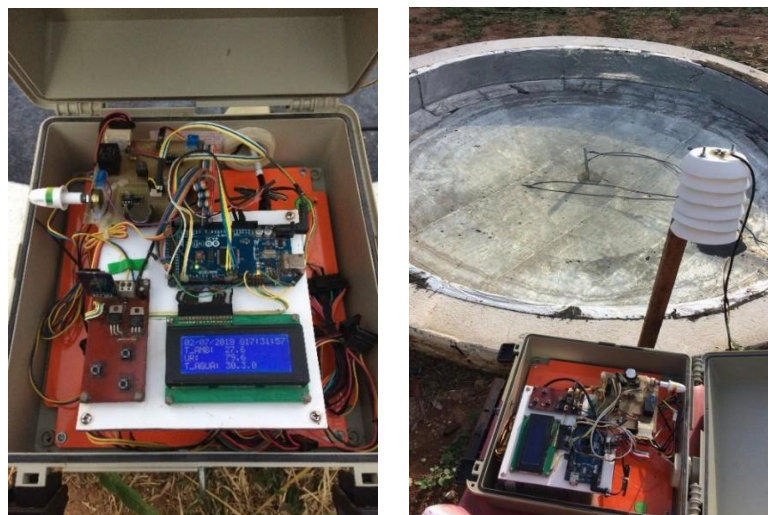
Os resultados foram quantificados por tabela estatística do Número Mais Provável (NMP) do sistema Quanti-Tray 2000. No sistema Colilert Quanti-Tray 2000, a presença de coliformes totais é indicada por uma reação que modifica a coloração do reagente para amarelo. Poços com coloração amarela indicam presença de coliformes totais. Em caso de haver a presença de *E. coli*, esta pode ser confirmada expondo-se as amostras positivas para coliformes totais à radiação ultravioleta tipo C (100 - 280 nm), que reage emitindo fluorescência azul (Idexx Laboratories Inc., US).

### 2.3.2 Variáveis climáticas

No intuito de caracterizar melhor as condições climáticas do município de Mossoró-RN, foram obtidos os registros das variáveis climáticas, pelo uso de um sensor de temperatura, tipo sensor de raio ultravioleta Uv Uvm-30<sup>a</sup>.

O sensor de temperatura foi instalado na borda do reator solar, como pode ser visualizada na Figura 3, identificando as variações de temperatura ocorridas durante a exposição do efluente a radiação ultravioleta UVA e UVB. A medição ocorreu a cada minuto, durante as 12 h de exposição.

**Figura 3.** Sensor de temperatura tipo sensor de raio ultravioleta Uv Uvm-30<sup>a</sup>.



**Fonte:** Acervo pessoal (2021).

Na área experimental os primeiros raios de sol normalmente chegavam ao reator solar as 7 h da manhã, e eram monitorados até antes do pôr do sol, por volta das 16 h da tarde, finalizando com isso a exposição à radiação no seu primeiro dia; no segundo dia o sensor era ligado novamente as 7 h da manhã e o efluente era monitorado por mais três horas, completando assim as 12 h de exposição solar. Através do monitoramento foi possível obter dados como: temperatura do ambiente, temperatura da água, umidade relativa do ar e o índice ultravioleta, como pode ser observada nas Tabelas 1 e 2.

**Tabela 1.** Resumo dados climáticos entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, para os dias de coleta.

Ano	Meses	Temperatura ambiente °C			Temperatura da água °C			Umidade Relativa %		
		Máx	Mín	Média	Máx	Mín	Média	Máx	Mín	Média
2018	Maio	40,1	26,4	33,2	43,0	27,6	35,3	53,7	25,7	39,7
	Junho	43,2	25,8	34,5	51,2	26,3	38,7	49,7	25,3	37,5
	Julho	41,0	26,9	33,9	42,6	26,8	34,7	58,9	25,3	42,1
	Agosto	41,0	26,3	33,6	41,9	26,0	33,9	65,9	31,1	48,5
	Setembro	41,1	25,9	33,5	41,4	26,1	33,7	58,1	31,4	44,75
	Outubro	41,2	29,3	35,2	42,2	29,8	36,0	57,9	25,9	41,9
	Novembro	41,0	31,4	36,2	42,1	32,4	37,2	63,4	28,5	45,9
	Dezembro	40,4	28,2	34,3	42,2	29,8	36,0	89,9	32,4	61,3
2019	Janeiro	39,0	26,3	32,6	39,3	27,6	33,4	77,2	45,2	61,2
	Fevereiro	40,0	28,8	34,4	40,1	29,3	34,7	69,6	35,0	52,3
	Março	34,0	31,5	32,7	35,0	32,6	33,8	92,9	85,0	88,9
	Abril	40,0	29,0	34,5	45,2	29,8	37,5	99,9	59,1	79,5

**Nota:** máximo (máx), mínimo (mín).

**Fonte:** Dados da autora (2021).



**Tabela 2.** Radiação solar medida entre os meses de maio do ano de 2018 a abril do ano de 2019, para os dias de coleta.

Radiação ultravioleta W m <sup>-2</sup>					
Ano	Meses	Máximo	Mínimo	Média*	Total*
2018	Maio	1100	292	727	8845
	Junho	1100	290	771	9406
	Julho	1100	356	780	9492
	Agosto	1100	212	760	9166
	Setembro	1100	264	694	8463
	Outubro	1100	281	670	8195
	Novembro	1100	207	801	9782
	Dezembro	1100	234	618	7444
2019	Janeiro	1100	200	727	8940
	Fevereiro	1100	184	748	9045
	Março	722	104	484	5831
	Abril	1100	204	791	9502

**Nota:** \*Radiação média e total calculado para as 12h de exposição do efluente a radiação ultravioleta UVA e UVB.

**Fonte:** Dados da autora (2021)

## 2.4 Análise estatística

Os valores dos atributos microbiológicos da água residuária sanitária, coletado em P1 e P2 foram submetidos à análise descritiva e a análise espectral singular (*Singular Spectrum Analysis - SSA*).

A SSA é uma técnica não paramétrica, isto é, usada em análise de séries temporais que não exige o conhecimento prévio do comportamento da série; assim a técnica baseia-se exclusivamente nos dados (Vargas, 2017).

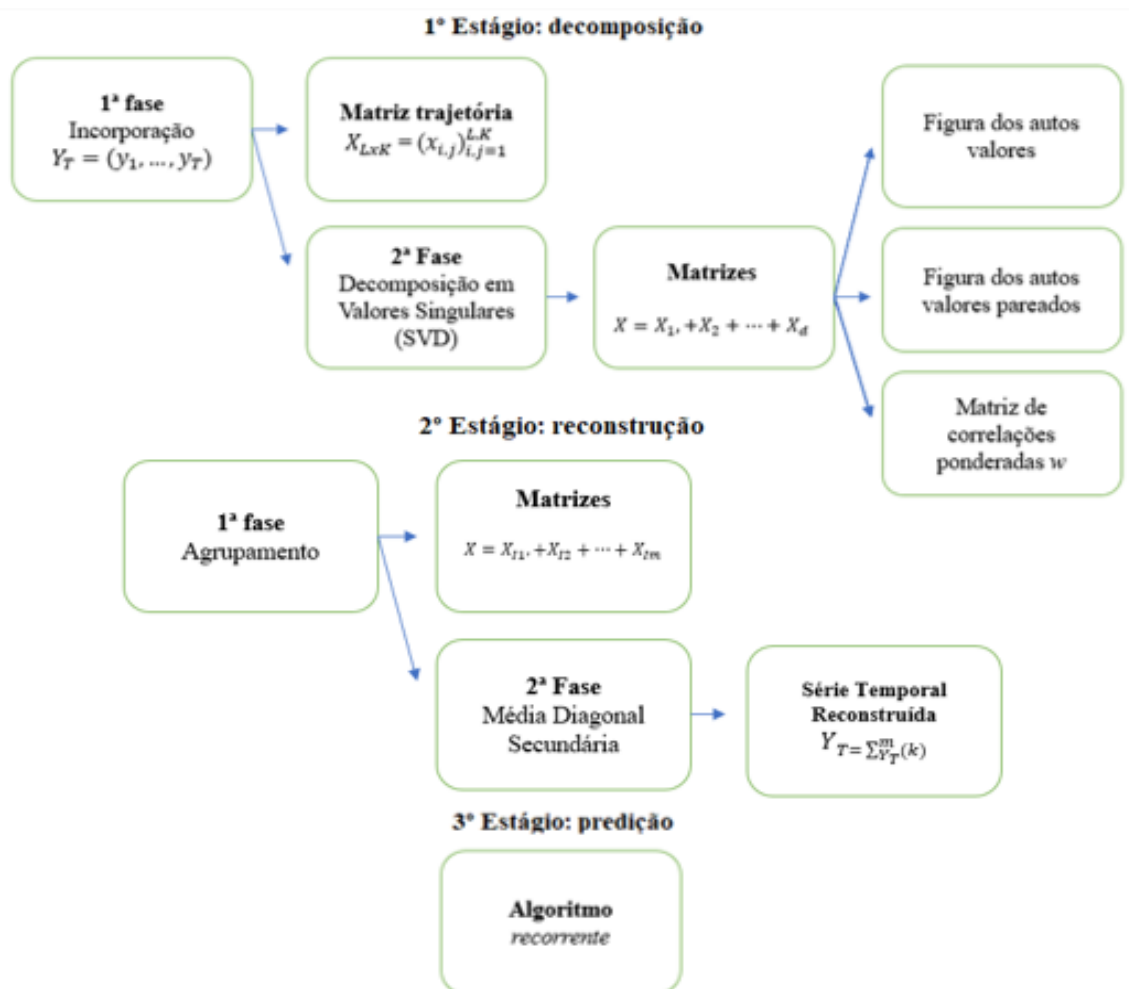
Desta forma, o SSA é capaz de decompor uma série temporal em componentes principais: tendência, oscilações e ruído. Uma grande vantagem é o fato de a metodologia ser não paramétrica, o que significa que pode se adaptar ao conjunto de dados subjacente, dispensando a necessidade de modelos antecedendo. Por esse motivo, também é conhecido como abordagem sem modelo. A capacidade de extrair informações relevantes de grandes conjuntos de dados é, portanto, de extrema importância. Nesse contexto, o SSA é uma ferramenta poderosa de análise que vem ganhando impulso (Leles et al., 2018).

As principais vantagens do método SSA no campo das séries temporais dinâmica pode ser atribuída à resolução das seguintes questões: encontrar tendências de resoluções diferentes, extração de componentes com sazonalidade, suavização, extração simultânea de tendências e periodicidades complexas, extração de periodicidades com

amplitudes variáveis, supressão de contribuições de ruído e extração de informações dos componentes (Dabbakuti et al., 2021).

O método básico de SSA para previsão está composto por três estágios complementares: decomposição, reconstrução e previsão. O comprimento da janela (L), que é usado na etapa de incorporação de SSA, desempenha um papel fundamental na técnica de SSA; porque todo o procedimento de SSA depende desse parâmetro. No primeiro estágio, decompõe-se a série em diversas componentes (tendência, oscilações e ruído) (Kalantari, 2021). A Figura 4 proporciona uma visão geral da metodologia SSA para predição.

**Figura 4.** Estágios da metodologia de Análise Espectral Singular (Singular Spectrum Analysis - SSA) para predição.



Fonte: Adaptado de Vargas (2017).

Palácios et al. (2016), sugerem que o primeiro autovalor e seu respectivo autovetor representam a tendência geral da série, enquanto os demais autovalores representam as principais oscilações dentro da série. No segundo estágio, a série livre de ruído seria reconstruída e assim utilizada no terceiro e último estágio para a previsão de novos pontos de dados (Hammoudeh et al., 2018). A Figura 4 proporciona uma visão geral da metodologia SSA para predição.

O ambiente computacional considerado para a realização das análises foi o Caterpillar, através das predições da SSA. O Caterpillar foi desenvolvido por um grupo de pesquisadores do Departamento de Matemática da Universidade de São Petersburgo, na Rússia, denominado como GistaT Group. Informações sobre o desenvolvimento da técnica SSA e do correspondente software são disponibilizadas na página oficial do grupo. No presente trabalho fez-se uso de uma licença temporária da versão mais atual (3.4) disponível para download na homepage do GistaT Group (<http://www.gistatgroup.com>).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Variáveis climatológicas

Os valores médios da temperatura do ambiente, temperatura da água, radiação ultravioleta e umidade relativa para os dias de coleta estão apresentados na Tabela 3, onde observou-se que a média da temperatura do ambiente para os 12 meses de estudo foi de 34 °C, e os valores mínimo e máximo atingidos foram, respectivamente, 25 °C e 43 °C. Para a temperatura da água obteve-se a média de 35 °C, mínimo de 26 °C e máximo de 51 °C. Já a umidade relativa do ar média para os 12 meses de estudo foi de 53%, com variações de mínimo de 25% e máximo de 99%.

**Tabela 3.** Variáveis climatológicas do período de coleta dos dados.

Variáveis	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Temperatura do ambiente (°C)	34,05	2,17	25,80	43,20
Temperatura da água (°C)	35,40	4,47	26,00	51,20
Radiação ultravioleta (Wh.m-2)	714,25	90,03	104,00	1.100,00
Umidade Relativa (%)	53,64	16,56	25,30	99,90

Fonte: Dados da autora (2021).

No período total de exposição à radiação solar (12 horas compreendidas das 7 h às 16 h no primeiro dia e das 7 h às 10 h no segundo dia), observa-se que a média da radiação ultravioleta para os 12 meses de estudo foi de 714,25 Wh m<sup>-2</sup>, e que os valores mínimo e máximo atingidos foram, respectivamente, 104,00 Wh m<sup>-2</sup> e 1.100,00 Wh m<sup>-2</sup>. O reator solar foi impermeabilizado com manta asfáltica tendo acabamento aluminizado, diante disso, entende-se que superfícies de reflexão (proporcionada por superfícies brilhantes de painéis refletores) influenciam a temperatura da água e a exposição aos raios ultravioleta (Fernandes et al., 2019).

Os coliformes totais, geralmente são mais abundantes em estações de tratamentos com efluentes de regiões com temperaturas mais altas (Marano et al., 2020). De acordo com Munasinghe-Arachchige (2019), em seu experimento, os coliformes totais atingiram níveis não detectáveis dentro de 12 h de exposição a temperaturas que variaram de 27 a 46 °C, ocasionalmente ultrapassando 50 °C, com a taxa de inativação mais rápida na temperatura mais alta.

A desinfecção solar em água residuária sanitária aplicada nas diferentes estações do ano apresentou que o aumento da radiação no verão, essa inativação foi entre radiações de 200 W m<sup>-2</sup> a 1.200 W m<sup>-2</sup>, porém a incidência de 1.200 W m<sup>-2</sup> se mostrou necessária para impedir que as bactérias cresçam novamente; quando a irradiância está abaixo de 900 W.m<sup>-2</sup> existe a possibilidade de um efeito rebote e novo crescimento de bactérias. Também foi observado que para temperatura com níveis mais altos, houve uma inativação mais rápida (O'Dowd & Pillai, 2020).

### **3.2 Análise descritiva dos atributos microbiológicos**

As variáveis *E. coli* e CT apresentaram diferenças significativas entre o efluente de P1 e o efluente de P2, como pode ser observado na Tabela 4

Após a exposição solar da água residuária sanitária por um período de 12 h, observou-se uma melhora na qualidade microbiológica do efluente, em que foi obtido uma redução no nível populacional de *E. coli* em 99,94%. O nível populacional médio de *E. coli* para o efluente de P1 foi de 1,96x10<sup>6</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup> e o nível populacional médio para o efluente de P2 foi de 3,99x10<sup>2</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup> observando uma inativação média de 4 log para a variável *E. coli*. como pode ser visualizado na Tabela 4

**Tabela 4.** Variáveis microbiológicas das amostras do efluente coletadas à montante do tanque séptico (P1) e dentro do reator solar (P2).

Variáveis	P1		P2		Remoção %		P
	Média	±dp	Média	±dp	Média	5% **	
<i>E. Coli</i> (NMP 100mL <sup>-1</sup> )	1,96E+06	2,01E+06	3,99E+02	4,10E+02	99,94	0,0027	
CT(NMP 100mL <sup>-1</sup> )	4,55E+06	5,93E+06	4,24E+03	4,07E+03	99,45	0,0144	

Nota: *Escherichia coli* (*E. coli*), coliformes totais (CT), \*\*Letras diferentes na linha diferem entre si pelo teste t ao nível de 5% de probabilidade; desvio padrão (±dp).

Fonte: Dados da autora (2021).

A Organização Mundial de Saúde (OMS), indica que a qualidade do efluente deve atingir os valores  $\leq 10^3$  para *E. coli*, permitindo com isso o reúso agrícola irrestrito (USEPA, 2012). Em sua pesquisa, McMichael et al. (2021), utilizaram um o reator solar para inativação de bactérias patogênicas em águas residuárias e atingiu uma redução média de 5,5 log para *E. coli*, comprovando a eficiência da desinfecção.

A média da população de coliformes totais para o efluente de P1 foi de  $4,55 \times 10^6$  NMP 100 mL<sup>-1</sup> e a média da população de coliformes totais para o efluente de P2  $4,24 \times 10^3$  NMP 100 mL<sup>-1</sup>, em que foi obtido uma redução no nível populacional de 99,45%, apresentando uma redução média de 3 unidades logarítmicas, como pode ser visto na Tabela 4.

Ao analisar águas residuárias sanitárias, O'Dowd & Pillai (2020), encontraram resultados de inativação de coliformes totais de 4 unidades logarítmica, mostrando a eficácia na desinfecção e descontaminação do efluente, especialmente com microrganismos mais resistentes, o pH, temperatura e radiação desempenham um papel fundamental na eficiência deste processo.

### 3.3 Análise de séries temporais

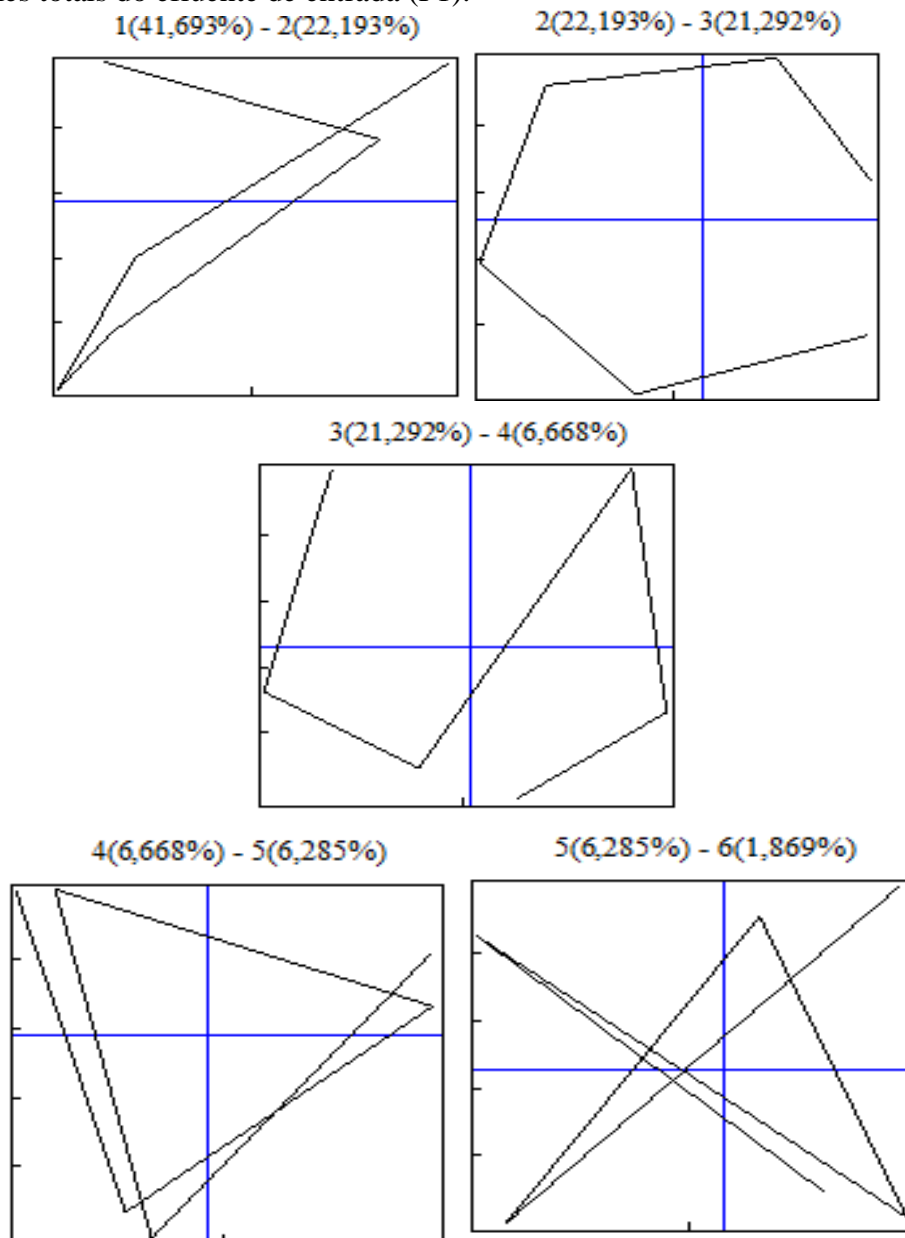
Como o presente estudo foi conduzido com 12 amostragens, na fase de incorporação foi definido o tamanho da janela *L* no valor de 6. Para analisar a estrutura, não há sentido em escolher um comprimento de janela maior que a metade do conjunto (Korotchenko & Kosheleva, 2020).

Assim, houve a obtenção da ordem decrescente dos autovetores singulares, com os componentes que representam a variável coliformes totais para o efluente de entrada (P1), o primeiro componente forma 41,69% dos dados, apresentando-se maiores que os demais autovetores, representando a tendência geral da série e os autovetores de 2 a 5

demonstram as oscilações da série temporal original, com 22,19%, 21,29%, 6,66% e 6,28% da formação dos dados, respectivamente (Figura 5).

Semelhante a ACP, a ideia do SSA é decompor uma série temporal em componentes. O objetivo, portanto, é manter os componentes que possuem propriedades desejadas e filtrar os componentes que possuem propriedades indesejadas (Hammoudeh et al., 2018).

**Figura 5.** Gráficos de dispersão dos autovetores harmônicos pareados para a variável coliformes totais do efluente de entrada (P1).

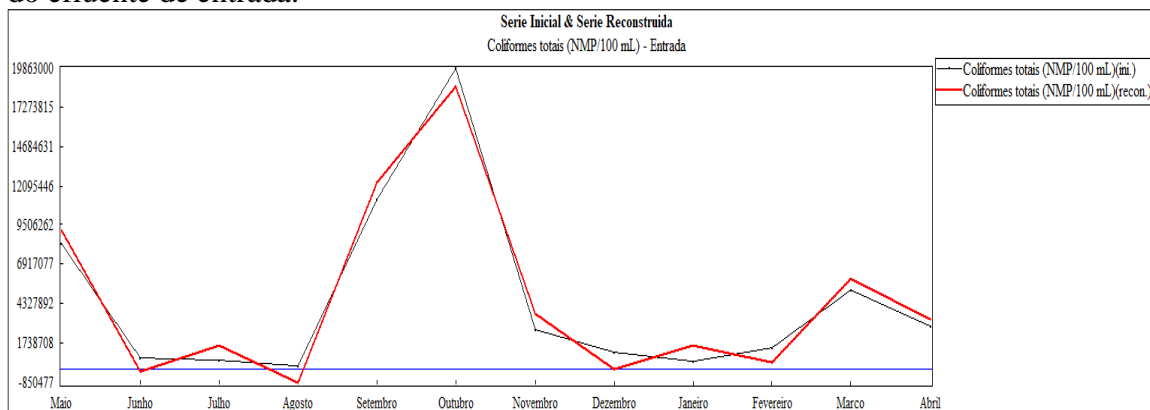


Fonte: Dados da autora (2021).

Após a decomposição da série temporal original na soma de componentes independentes e interpretáveis, tem-se a série temporal reconstruída para a variável coliformes totais do efluente P1. Segundo Leles et al. (2018), o SSA é capaz de decompor uma série temporal em componentes principais: tendência, oscilações, permitindo sinalizar a extração e a redução do ruído.

A reconstrução da série temporal para a variável coliformes totais no efluente P1, permitiu gerar uma série sem ruído, concentrando os elementos com características semelhantes, com o intuito de organizá-las em um grupo homogêneo. No estágio de reconstrução, os componentes interpretáveis são reconstruídos, os quais podem ser usados para prever novos pontos de dados (Kalantari, 2021). Na Figura 6 tem-se a representação dos dados originais e da série temporal reconstruída.

**Figura 6.** Dados originais e série temporal reconstruída para a variável coliformes totais do efluente de entrada.



**Fonte:** Dados da autora (2021).

Com a reconstrução da série temporal sem ruídos, entende-se que um modelo foi construído, permitindo com isso a predição do comportamento dos coliformes totais para o efluente P1. De acordo com Vargas (2017), uma predição só pode ser feita se um modelo foi construído. O modelo deve ser derivado a partir dos dados ou pelo menos verificado contra os dados.

Na predição para a variável coliformes totais em P1, obteve-se uma variação acima de zero, com uma flutuação cíclica e momentos de estabilidade alternando com picos de pequeno crescimento para os meses preditos. Ao utilizar a SSA para obter resultados sobre a evolução da COVID-19 em alguns países Kalantari (2021), também encontrou uma estrutura periódica com tendência de aumento evidente em alguns países, alternando com países em que a predição mostrou certa estabilidade.

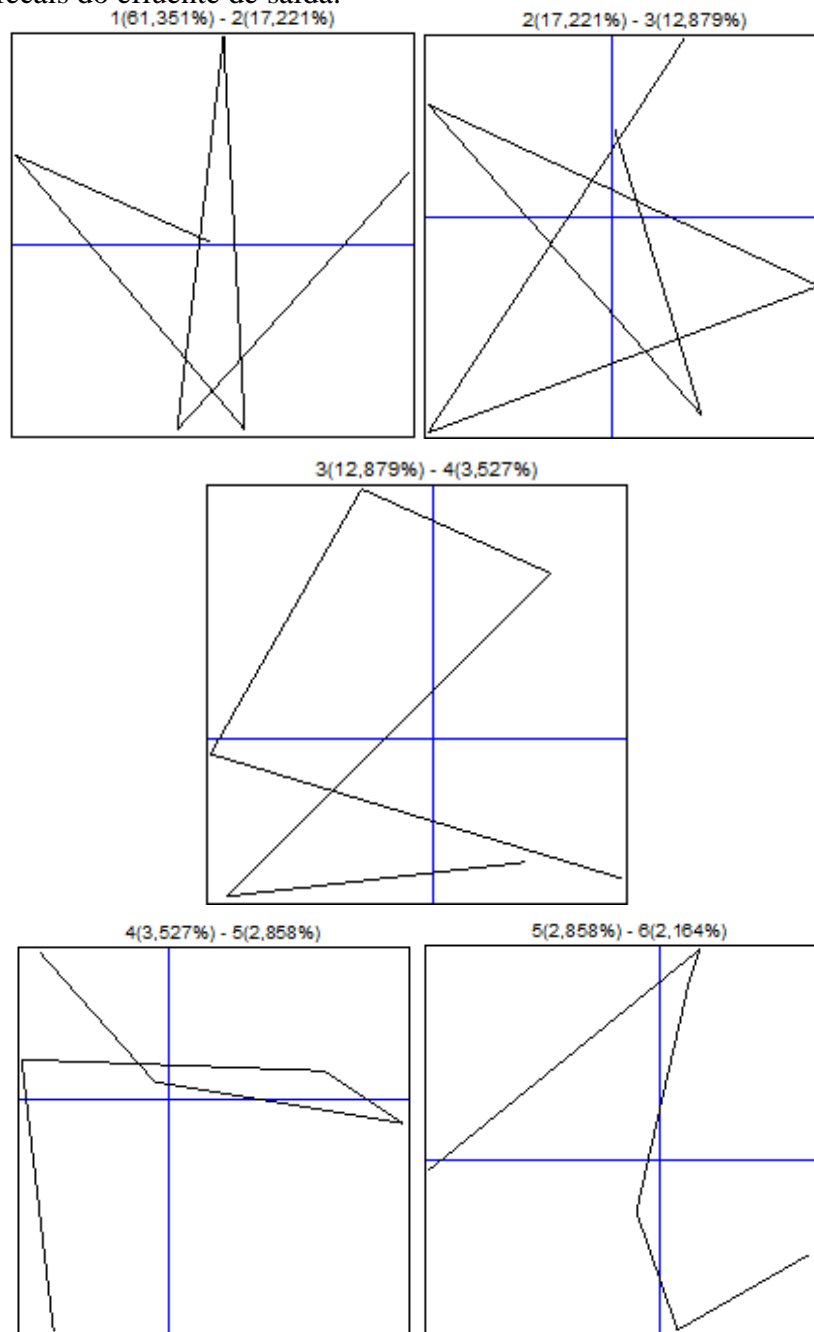
É possível identificar na Figura 7, pontos que representam os meses de predição para o período de um ano com o comportamento dos coliformes totais para o efluente P1.





Para a variável coliformes totais do efluente de saída (P2), obteve-se a ordem decrescente dos autovetores singulares, com os componentes principais, o primeiro componente explica 65,35% dos dados, apresentando-se maiores que os demais autovetores, representando a tendência geral da série e os autovetores de 2 a 5 demonstram as oscilações da série temporal original, com 17,22%, 12,87%, 3,62% 2,85% da formação dos dados, respectivamente (Figura 8).

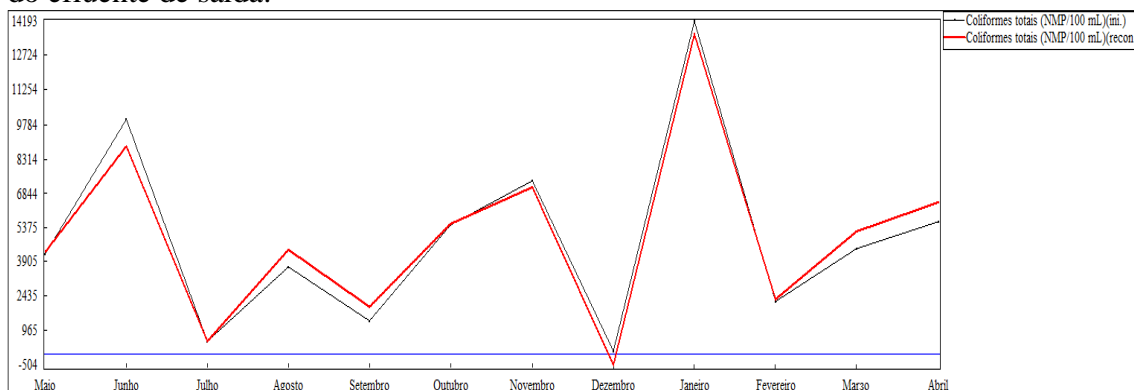
**Figura 8.** Gráficos de dispersão dos autovetores harmônicos pareados para a variável coliformes fecais do efluente de saída.



**Fonte:** Dados da autora (2021).

Com a decomposição a série temporal original da variável coliformes totais para o efluente P2, obteve-se a série temporal reconstruída e sem ruídos a qual foi utilizada para gerar a predição. Na Figura 9 consta a representação dos dados originais e da série temporal reconstruída.

**Figura 9.** Dados originais e série temporal reconstruída para a variável coliformes totais do efluente de saída.



**Fonte:** Dados da autora (2021).

A predição do comportamento do efluente de P2 para a variável coliformes totais para um ano, foi realizada após a reconstrução de uma série temporal lisa, sendo possível identificar na Figura 10, que nos seis primeiros meses o modelo de predição se manteve condizente e nos demais meses o modelo apresentou valores extremos e com zeros e não foi capaz de verificar a predição para o efluente de P2.

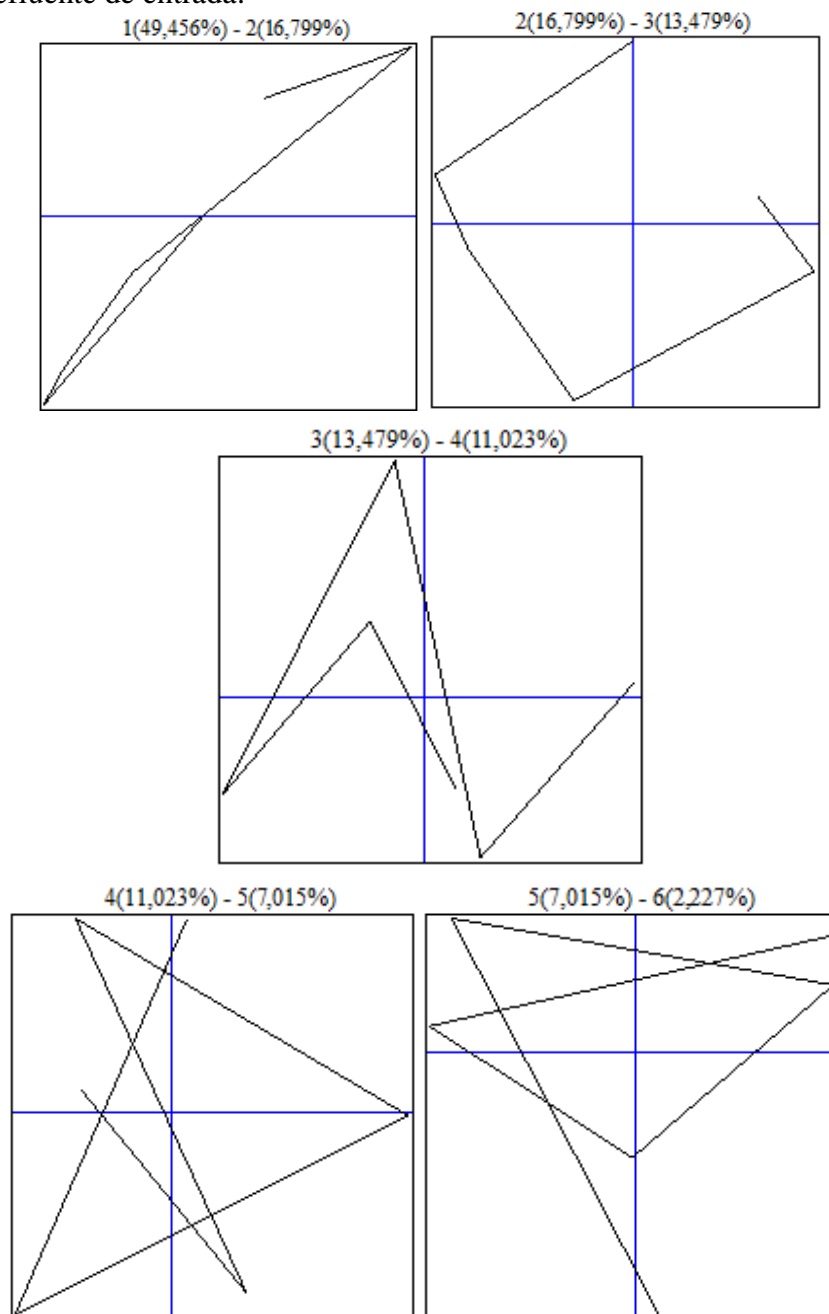
Diante do observado entende-se que para o trabalho com efluentes tratados em um período de um ano, o indicado seria predizer de 4 a 6 meses, para obtenção de resultados mais precisos. Períodos maiores de predição necessitam de mais dados, ou seja, uma série temporal maior.

Kalantari (2021), também encontrou uma deficiência em seu estudo, ao fornecer previsões de pontos com 40 dias de antecedência para os dez principais países afetados pelo COVID-19, usando para predição dados de 8 meses de pandemia; obtendo valores negativos que eram claramente sem sentido, e para solucionar esse problema, considerou os valores negativos como dados ausentes.



Para a variável *E. coli* do efluente de P1 tem-se a representação dos autovetores em ordem decrescente, com o primeiro componente explicando 49,45% dos dados, apresentando-se maiores que os demais autovetores, representando a tendência geral da série e os autovetores de 2 a 5 demonstrando as oscilações da série temporal original, com, 16,79%, 13,47%, 11,02%, 7,01% da formação dos dados, respectivamente (Figura 11).

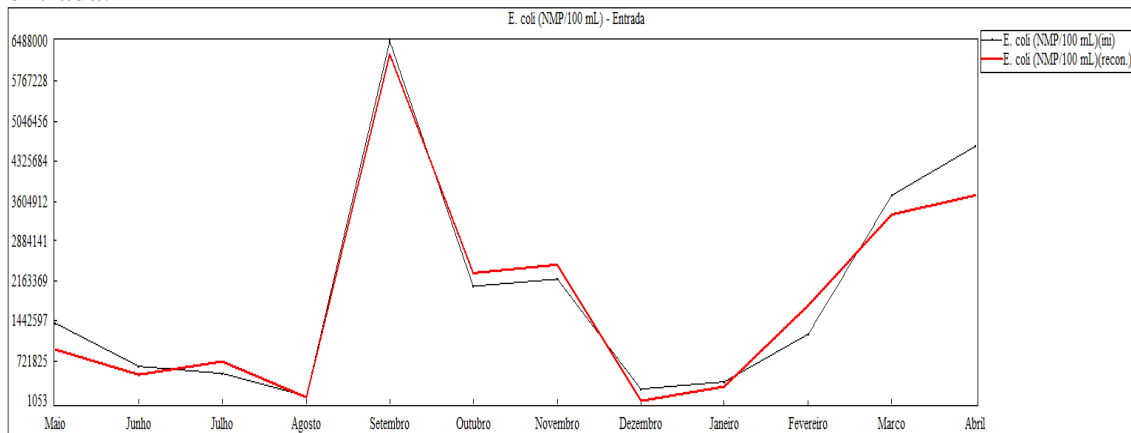
**Figura 11.** Gráficos de dispersão dos autovetores harmônicos pareados para a variável *E. coli* do efluente de entrada.



**Fonte:** Dados da autora (2021).

Na Figura 12 tem-se a representação dos dados originais como também a série temporal reconstruída e sem ruídos após a decomposição, para a variável *E. coli* do efluente P1. As contribuições dos componentes da SSA para um processo complexo, permitem a criação de um modelo estatístico simplificado para remover o ruído associado às condições de observação (Korotchenko & Kosheleva, 2020).

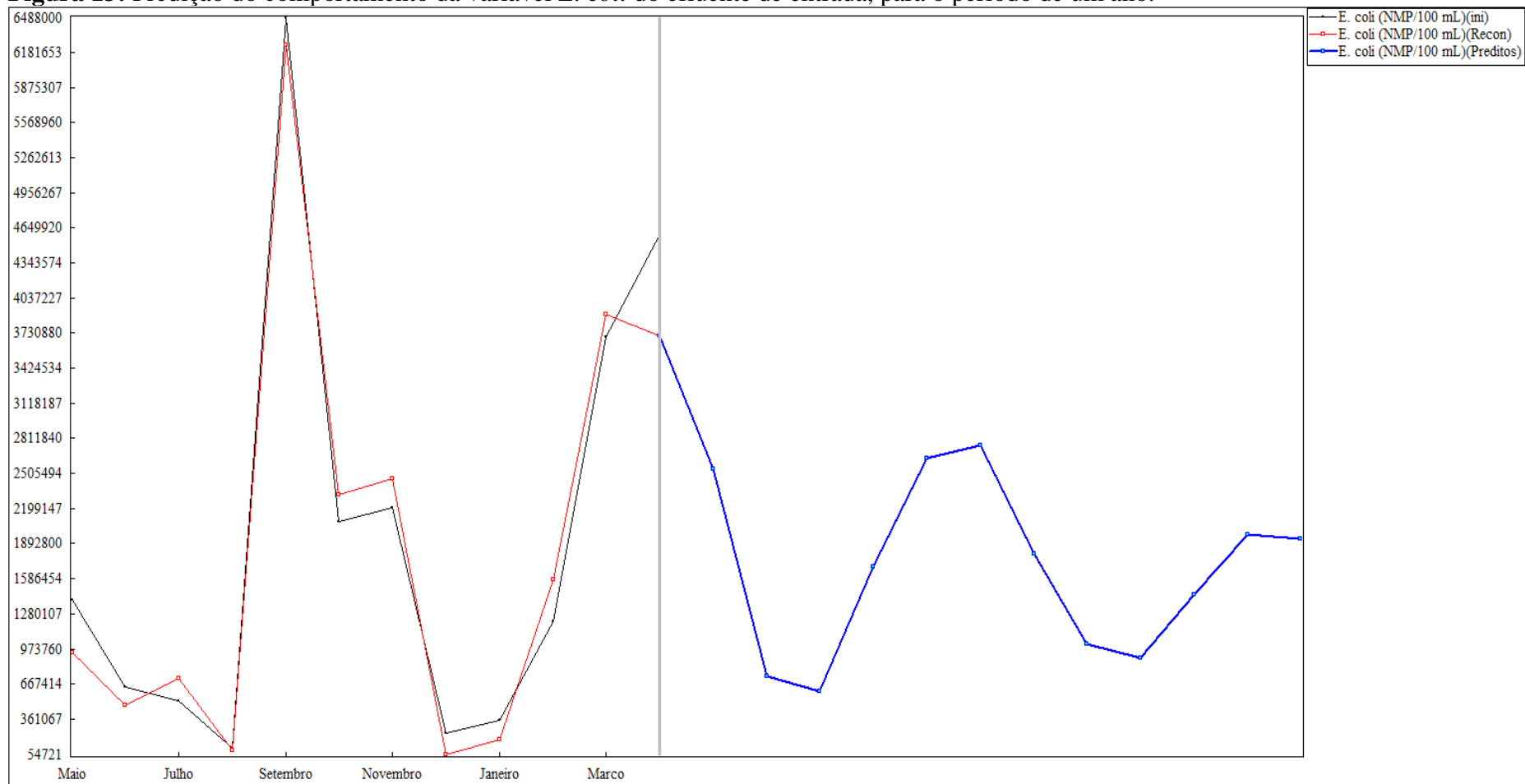
**Figura 12.** Dados originais e série temporal reconstruída para a *E. coli* do efluente de entrada.



**Fonte:** Dados da autora (2021).

Na Figura 13 está apresentada a predição do comportamento da variável *E. coli* do efluente P1 para o período de um ano. É possível identificar na Figura 13, pontos que representam os meses de predição, observando-se uma variação acima de zero com flutuações entre picos de crescimento e decaimento para o comportamento do efluente no futuro.

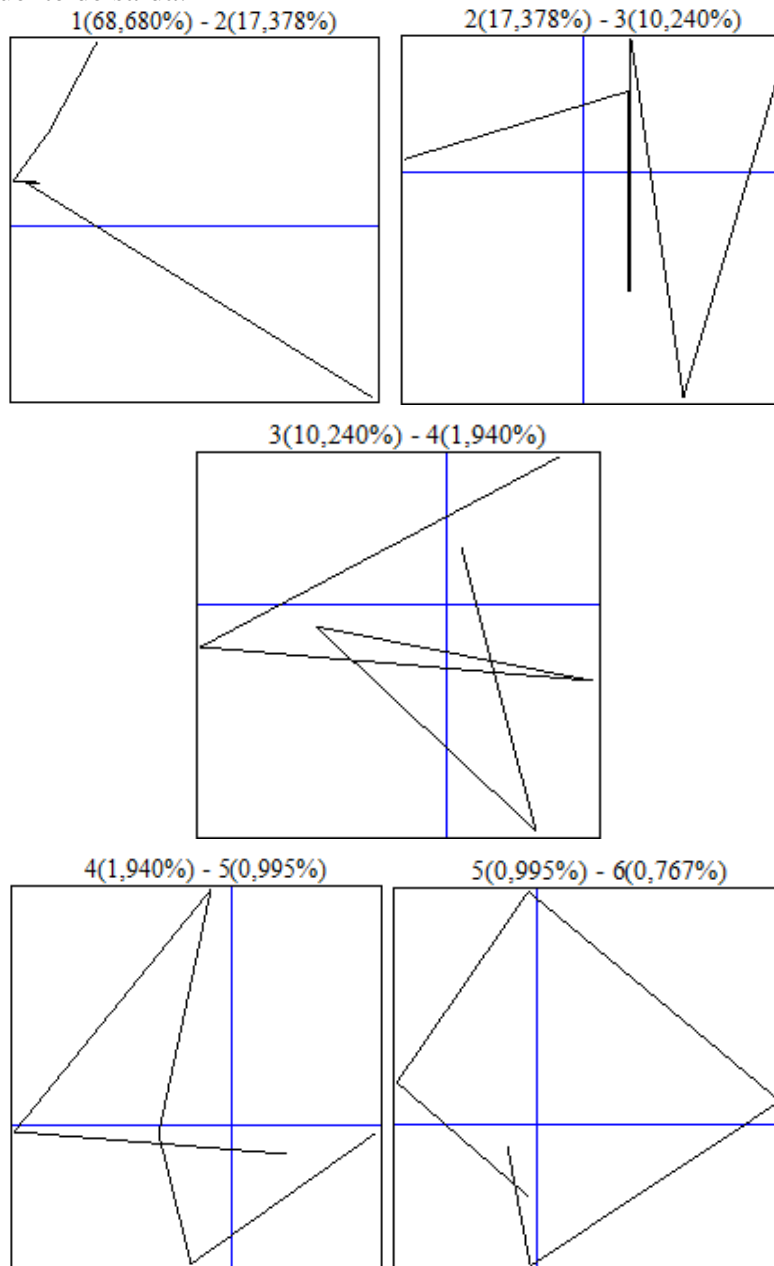
**Figura 13:** Predição do comportamento da variável *E. coli* do efluente de entrada, para o período de um ano.



**Fonte:** Dados da autora (2021).

Para a variável *E. coli* do efluente de P2, tem-se a representação dos autovetores com o primeiro componente explicando sozinho 68,68% dos dados, apresentando-se maiores que os demais autovetores, representando a tendência geral da série e os autovetores de 2 a 5 demonstram as oscilações da série temporal original, 17,37%, 10,24%, 1,94% da formação dos dados, respectivamente (Figura 14).

**Figura 14.** Gráficos de dispersão dos autovetores harmônicos pareados para a variável *E. coli* do efluente de saída.



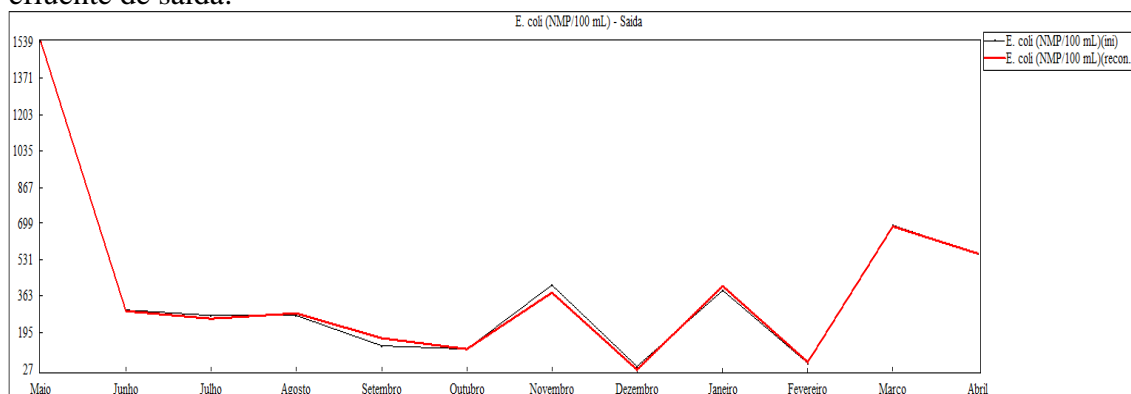
**Fonte:** Dados da autora (2021).

Após a decomposição da série temporal original em componentes aditivos, tem-se a série temporal reconstruída para a variável *E. coli* do efluente P2. Após essa etapa,



segue a reconstrução da série original, sem ruído. A filtragem de ruído é baseada na remoção vetores singulares com pequenos valores próprios da decomposição (Korotchenko & Kosheleva, 2020). Na Figura 15 tem-se a representação dos dados originais, da série temporal desconstruída e reconstruída para a variável *E. coli* no efluente de saída.

**Figura 15.** Dados originais e série temporal reconstruída para a variável *E. coli* do efluente de saída.



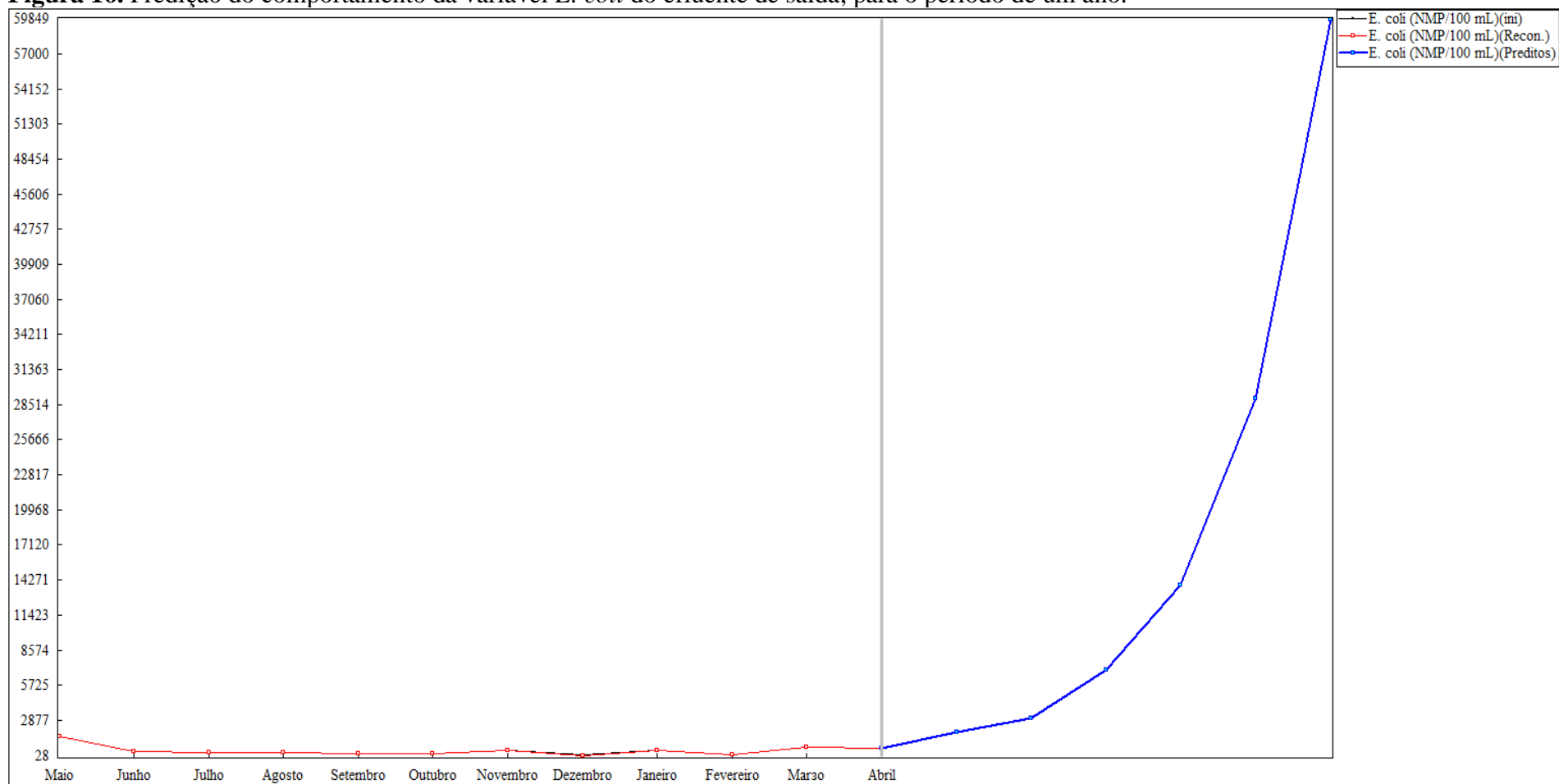
**Fonte:** Dados da autora (2021).

Na predição para o período de um ano do comportamento da variável *E. coli* do efluente de P2 é possível identificar no que nos seis primeiros meses o modelo se manteve estável e nos demais meses ocorreu um erro no modelo, gerando um resultado superestimado, tendendo a uma linha crescente, conforme apresentado na Figura 16 que trata da predição do comportamento da variável *E. coli* do efluente de saída, para o período de um ano. Esse resultado pode ser explicado pelo fato de que os valores de *E. coli* no efluente de P2 se tornaram mais baixos e constantes, durante os 12 meses de coleta, após o tratamento com a desinfecção solar.

Foi observado que o modelo não foi capaz de gerar a predição do comportamento da variável *E. coli* para o período de um ano, por insuficiência de dados. Esse resultado indica que o experimento deve ser repetido com séries temporais maiores. E que a predição ideal para esse volume de dados é de 4 a 6 meses (Figura 16).

Dabbakuti et al. (2021) obtiveram erros estatísticos no modelo SSA, com valores superestimados para análise da variabilidade ionosférica, destacando que os dados das séries temporais são frequentemente caracterizados pela existência de um ruído significativo, e a filtragem desses dados ruidosos é considerada uma das tarefas mais desafiadoras ao analisar modelagem e previsão de dados de séries temporais.

**Figura 16.** Predição do comportamento da variável *E. coli* do efluente de saída, para o período de um ano.



**Fonte:** Dados da autora (2021).

Segundo Kalantari (2021), as séries temporais altamente distorcidas à direita têm uma alta probabilidade de valores extremos.

Já para Korotchenko & Kosheleva (2020), a aplicação da SSA para campos hidrológicos forneceu filtragem de valores defeituosos, melhorou a qualidade da interpolação e suavização dos dados, fornecendo uma média estatística confiável para um volume de dados composto por 51.300 medições, que foram obtidas a cada 2 minutos em um período de 3 meses.

#### **4. CONCLUSÃO**

A desinfecção solar da água residuária sanitária, obteve um índice de inativação bacteriano de 99,94%, o equivalente a 4 unidades log para a população de *E. coli* e de 99,45%, o equivalente a 3 unidades log para a população dos coliformes totais, proporcionado pela sinergia entre temperatura e radiação ultravioleta.

A pesquisa torna-se pioneira na utilização da análise espectral singular para prever o comportamento de efluente sanitário tratado na região semiárida, trazendo a possibilidade de otimização dos processos de análises e de gestão de tempo.

Para o efluente de entrada observou-se que o comportamento dos níveis populacionais de *E. coli* e dos coliformes totais para um ano, prediz que esse efluente terá uma tendência a crescimento alternando com ciclos estáveis. Para o efluente de saída, observou-se que o comportamento dos níveis populacionais *E. coli* e coliformes totais, teve uma tendência a erro e superestimação dos dados finais ao prever um volume de dados para o período de ano, apresentando dados estáveis e condizentes em um período de predição de até seis meses.

Entende-se que este trabalho necessita de uma série temporal maior para que a predição do efluente de saída seja realizada para o período de um ano. A recomendação seria desenvolver uma pesquisa com um volume maior de amostragens.

#### **REFERÊNCIAS**

- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 13.969. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 60p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 7229. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 15p.

- Adhikari, J.R.; Lohani, S.P. Design, installation, operation and experimentation of septic tank e UASB wastewater treatment system. *Renewable Energy*, v. 143, p. 1406–1415, 2019. doi: 10.1016/j.renene.2019.04.059
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. de M.; Sparovek, G. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- Ayoub, G. M.; Malaeb, L. Solar water disinfection: UV radiation transmittance of various solar reactor tubes. *Energy Procedia*, v. 157, p. 498-511, 2019. doi: 10.1016/j.egypro.2018.11.214
- Baird, R. B.; Eaton, A. D.; Rice, E. W. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23.ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2017. 1504p.
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019. Brasília: SNIS/MDR, 2020. 180 p.
- Bu, Y.; Wang, E.; Jiang, Z. Evaluating spatial characteristics and influential factors of industrial wastewater discharge in China: A spatial econometric approach. *Ecological Indicators*, v. 121, 107219, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107219>
- Cavalcante, F. L.; Bezerra, J. M.; Batista, R. O.; Silva, K. B., Mendes, H. C. Análise de componentes principais aplicada à desinfecção solar de águas cinza para reúso no semiárido potiguar. *Irriga*, v. 23, n. 3, p. 480-492, julho-setembro, 2018.
- Cruz N.; Mierzwaa, J. C. Saúde pública e inovações tecnológicas para abastecimento público. *Saúde e Sociedade*, v. 29, n. 1, e180824, 2020. Doi: 10.1590/S0104-12902020180824
- Dabbakuti, J. R., Peesapati, R., Panda, S., Thummala, S. Modeling and analysis of ionospheric TEC variability from GPS–TEC measurements using SSA model during 24th solar cycle. *Acta Astronautica*, v. 178, p. 24-35, 2021. doi: 10.1016/j.actaastro.2020.08.034
- Fernandes, C. N., Cavalcante, F. L., Batista, R. O. Desinfecção solar de fluentes sanitários. Natal: Editora IFRN, Natal, 2019. 100p.
- García-Gil, Á.; Pablos, C.; García-Muñoz, R.A.; McGuigan, K.G.; Marugán, J. Material selection and prediction of solar irradiance in plastic devices for application of solar water disinfection (SODIS) to inactivate viruses, bacteria and protozoa. *Science of The Total Environment*, v. 730, 139126, 2020. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139126
- Gistat Group, 2021. Caterpillar. Disponível em: <<https://www.gistatgroup.com/cat/programs.html>>. Acesso em: 10 de dezembro de 2020.

- Hammoudeh, A.; Saaideh, M.A.; Al-Naymat, G. Hybrid Technique for Arrival Rate Extraction and Size Reduction using Singular Spectrum Analysis and Fourier Series. *Procedia Computer Science*, v. 141, p. 96-103, 2018. doi: 10.1016/j.procs.2018.10.154
- Kalantari, M. Forecasting COVID-19 pandemic using optimal singular spectrum analysis. *Chaos, Solitons & Fractals*, v. 142, 110547, 2021. doi: 10.1016/j.chaos.2020.110547
- Korotchenko, R. A.; Kosheleva, A. V. 2D singular spectrum analysis for hydrological data processing. *Regional Studies in Marine Science*, v. 37, 101347, 2020. doi: 10.1016/j.rsma.2020.101347
- Krishnannair, S. Fault detection of tennessee eastman process using kernel dissimilarity scale based singular spectrum analysis. *IFAC-PapersOnLine*, v. 52, n. 29, p. 204–209, 2019. doi: 10.1016/j.ifacol.2019.12.649
- Leles, M. C.; Sansão, J. P.; Mozelli, L. A.; Guimarães, H. N. A new algorithm in singular spectrum analysis framework: the overlap-SSA (ov-SSA). *SoftwareX*, v. 8, p. 26-32, 2018. doi: 10.1016/j.softx.2017.11.001
- Marangon, B. B.; Silva, T. A.; Calijuri, M. L.; Alves, S. C.; Santos, V. J.; Oliveira, A. P. S. Reuse of treated municipal wastewater in productive activities in Brazil's semi-arid regions. *Journal of Water Process Engineering*, v. 37, 101483, 2020. doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101483
- Marano, R. B. M.; Fernandes, T.; Manaia, C. M.; Nunes, O.; Morrison, D.; Berendonk, T. U. Fatta-Kassinou, D. A global multinational survey of cefotaxime-resistant coliforms in urban wastewater treatment plants. *Environment International*, v. 144, 106035, 2020. doi: 10.1016/j.envint.2020.106035
- McMichael, S.; Waso, M.; Reyneke, B.; Khan, W.; Byrne, J. A.; Fernandez-Ibanez, P. Electrochemically assisted photocatalysis for the disinfection of Rainwater under solar irradiation. *Applied Catalysis B: Environmental*, v. 281, 119485 2021. doi: 10.1016/j.apcatb.2020.119485
- Munasinghe-Arachchige, S. P.; Delanka-Pedige, H. M. K.; Abeysiriwardana-Arachchige, I. S. A.; Zhang, Y.; Nirmalakhandan, N. Electrochemically assisted photocatalysis for the disinfection of rainwater under solar irradiation. *Algal Research*, v. 44, 101698, 2019. doi: 10.1016/j.algal.2019.101698
- O'Dowd, K.; Pillai, S. C. Photo-Fenton disinfection at near neutral pH: Process, parameter optimization and recent advances. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v.8, n. 5, 104063, 2020. doi: 10.1016/j.jece.2020.104063
- Palácios, R. S.; Marques, J. B.; Prado, M. J.; Muisis, C. R.; Sallo, F. S.; Luciana Sanches, L.; Paulo, S. R.; Nogueira, J. S. Análise de espectro singular e wavelet sobre série temporal de profundidade ótica de aerossóis no pantanal do Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 31, n. 4, 527-537, 2016 Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/0102-778631231420150104>

- 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, p. 35-44, 2014.
- Sampaio, P. R. P.; Sampaio, R. S. The challenges of regulating water and sanitation tariffs under a three-level shared-authority federalism model: The case of Brazil. *Utilities Policy*, v. 64, 101049, 2020. doi: 10.1016/j.jup.2020.101049
- Serwecińska, L.; Kiedrzyńska, E.; Kiedrzyński, M. A. Catchment-scale assessment of the sanitary condition of treated wastewater and river water based on fecal indicators and carbapenem-resistant *Acinetobacter spp.* *Science of the Total Environment*, v. 750, 142266, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142266>
- UNITED STATES. United States Environmental Protection Agency Environmental Protection Agency - USEPA. United States Environmental Protection Agency. 2012. Guidelines for water reuse. Washington: USEPA, 2012. 642p.
- Vargas, A. S.; Castro-Souza, R.; Pessanha, J. F.; Cyrino-Oliveira, F. L.; Hybrid methodology for modeling short-term wind power generation using conditional Kernel density estimation and singular spectrum analysis. *Dyna*, v. 84, n. 201, p. 145-154, 2017.

## CONCLUSÕES GERAIS

Com a instalação e o monitoramento do desempenho de um sistema de tratamento e reúso agrícola de água residuária sanitária, foi possível observar que a remoção das características físico-químicas e microbiológicas da água residuária sanitária permite a obtenção de um efluente com qualidade atendendo a legislação para reúso agrícola, obtendo redução média de 99,94%, para *Escherichia coli*, com o nível populacional médio de  $3,99 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup>, diminuindo o equivalente a 4 unidades logarítmicas médias e para coliformes totais a redução média foi de 99,45% com o nível populacional médio após o tratamento foi de  $4,24 \times 10^3$  NMP.100m<sup>-1</sup> apresentando uma redução de 3 unidades logarítmicas.

O efluente sanitário tratado apresentou remoção média de 77,94% de TB. Os SST apresentaram uma remoção média de 70,47%. Os micronutrientes Cu e Zn, obtiveram uma remoção média de 100% e 69,44%. O metal pesado Pb obteve uma remoção média de 62,22%. Todos os atributos apresentados que tiveram redução, ficaram abaixo dos índices recomendados pela legislação virgente para reúso de efluentes sanitários, indicando alta eficiência do tratamento biológico.

A análise dos componentes principais, permitiu reduzir a dimensionalidade dos dados, no número de variáveis de 23 para 7, no efluente de P1 e para o efluente de P2, obteve a diminuição no número de variáveis de 22 para 5. Por meio da análise fatorial, foi possível observar que as amostras do efluente de P1, no fator 1 foram: CT, DBO<sub>5,20</sub>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> e Cd, e no fator 2 foram: Cl<sup>-</sup>, Pb e pH, as que mais se correlacionaram, explicando juntos 41,38% da variação total, em que variáveis de interferência microbiológica e química mais se destacaram. Para as amostras do afluente de P2, as variáveis que mais se correlacionaram foram K<sup>+</sup>, Zn e *E. coli* no fator 1, e no fator 2, TB e Fe, explicando juntos 42,10% da variação total, mostrando que variáveis químicas, microbiológicas e físicas se destacaram de forma a caracterizar as variações desse efluente.

A predição do comportamento do nível populacional de *Escherichia coli* e coliformes totais, para o período de um ano do efluente sanitário de entrada (P1), terá uma tendência a crescimento alternando com ciclos estáveis. Para o efluente de saída (P2), observou-se que o comportamento dos níveis populacionais tiveram uma tendência a erro e superestimação dos dados finais ao predizer um volume de dados para o período de ano, apresentando dados estáveis e condizentes em um período de predição de até seis meses. Entende-se que este trabalho necessita de uma maior variabilidade de dados

para que a predição do efluente de saída seja realizada para o período de um ano. A sugestão seria desenvolver uma pesquisa com um volume maior de amostragens.

A pesquisa torna-se pioneira na utilização da análise espectral singular para prever o comportamento efluente sanitário tratado na região semiárida, trazendo a possibilidade de otimização dos processos de análises e de gestão de tempo.