

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CAMPUS FREDERICO WESTPHALEN - RS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA
AMBIENTAL

Vanessa de Andrade Puhl

**AVALIAÇÃO DA COLMATAÇÃO BIOLÓGICA ATRAVÉS DA
ATIVIDADE ENZIMÁTICA EM FILTROS LENTOS INTERMITENTES
PARA USO UNIFAMILIAR**

Frederico Westphalen, RS
2021

Vanessa de Andrade Puhl

**AVALIAÇÃO DA COLMATAÇÃO BIOLÓGICA ATRAVÉS DA ATIVIDADE
ENZIMÁTICA EM FILTROS LENTOS INTERMITENTES PARA USO
UNIFAMILIAR**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

Orientador: Prof. Dr. Marcus Bruno Domingues Soares
Coorientador: Dr. Raphael Corrêa Medeiros

Frederico Westphalen, RS
2021

Andrade Puhl, Vanessa de
Avaliação da colmatação biológica através da atividade
enzimática em filtros lentos intermitentes para uso
unifamiliar / Vanessa de Andrade Puhl.- 2021.
113 p.; 30 cm

Orientadora: Marcus Bruno Domingues Soares
Coorientadora: Raphael Corrêa Medeiros
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Campus de Frederico Westphalen, Programa de Pós
Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, RS, 2021

1. Filtração Lenta Intermitente 2. Atividade
Enzimática 3. Colmatação 4. Desidrogenase Cloreto
Trifeniltetrazólio (TTC) 5. Hidrólise do Diacetato de
Fluoresceína (FDA) I. Domingues Soares, Marcus Bruno II.
Corrêa Medeiros, Raphael III. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, VANESSA DE ANDRADE PUHL, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Frederico Westphalen, RS
2021

Vanessa de Andrade Puhl

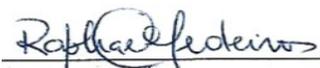
**AVALIAÇÃO DA COLMATAÇÃO BIOLÓGICA ATRAVÉS DA ATIVIDADE
ENZIMÁTICA EM FILTROS LENTOS INTERMITENTES PARA USO
UNIFAMILIAR**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental**.

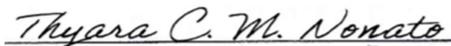
Aprovado em 15 de outubro de 2021:



Marcus Bruno Domingues Soares, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Raphael Corrêa Medeiros, Dr. (UFSM)
(Coorientador)



Thyara Campos Martins Nonato, Dra. (UFSC)
(Membro da Comissão Examinadora)



Willian Fernando de Borba, Dr. (UFSM)
(Membro da Comissão Examinadora)

RESUMO

AValiação DA COLMATAÇÃO BIOLÓGICA ATRAVÉS DA ATIVIDADE ENZIMÁTICA EM FILTROS LENTOS INTERMITENTES PARA USO UNIFAMILIAR

AUTORA: Vanessa de Andrade Puhl
ORIENTADOR: Marcus Bruno Domingues Soares

O abastecimento de água em comunidades rurais e sem acesso a tratamento é um desafio a ser vencido. Nesta perspectiva, uma tecnologia simples, acessível e de fácil manuseio, como o filtro biológico doméstico, pode ser uma alternativa viável. O estudo objetivou a avaliação de atividade enzimática por microrganismos envolvidos no processo de filtração em filtros lentos intermitentes. A avaliação dos indicadores microbianos em profundidade no meio filtrante foi realizada através de testes enzimáticos conforme a hidrólise do diacetato de fluoresceína e a degradação de cloreto trifeniltetrazólio, além de matéria orgânica. Três colunas (triplicata) foram preenchidas de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) com taxa de filtração inicial de $1,19 \times 10^{-4}$ m/s e outras três colunas (triplicatas) de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) e taxa de filtração inicial de $5,39 \times 10^{-4}$ m/s. As colunas foram operadas com regime de escoamento descendente e fluxo intermitente. Realizou-se o monitoramento diário da água bruta, proveniente de um lago de área de preservação permanente, e água filtrada, conforme os parâmetros físicos (turbidez, temperatura, cor aparente e verdadeira), químicos (oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica), e hidráulicos (taxa de filtração e condutividade hidráulica), em uma única carreira de filtração (115 dias). Realizou-se teste estatístico através de análise de variância (ANOVA) para comparação de médias e de significância pelo Teste de Tukey. Foram observadas pequenas variações da qualidade de água na fase de aclimação dos pilotos. Após, apresentou-se estabilidade favorável ao desenvolvimento microbiológico demonstrado com os testes enzimáticos. As características granulométricas não exerceram diferença significativa entre aspectos físicos e químicos de qualidade da água. Através dos ensaios enzimáticos e análise de matéria orgânica, relacionados com a colmatação biológica, percebeu-se a existência de atividade microbiológica ao longo de toda a extensão dos filtros. Pontos de oscilação das concentrações identificadas se devem provavelmente à distribuição granulométrica utilizada, que permitiu a percolação de partículas e microrganismos até camadas mais profundas, resultando em colmatação interna. Constatou-se que a presença de desidrogenase através do TTC manteve concentrações oscilantes ao longo da profundidade. No ensaio enzimático da hidrólise do FDA, foi possível visualizar evidências de maior atividade biológica nas primeiras camadas do meio filtrante e seu decaimento em profundidade. Conclui-se que nestas condições hidráulicas, os filtros sejam capazes de operar por longos períodos, apresentando baixa colmatação e proporcionando uma maior vida útil ao filtro.

Palavras-chave: Atividade enzimática. Filtração lenta intermitente. Desidrogenase Cloreto Trifeniltetrazólio (TTC). Hidrólise do Diacetato de Fluoresceína (FDA).

ABSTRACT

BIOLOGICAL CLOGGING ASSESSMENT THROUGH ENZYMATIC ACTIVITY AT SLOW INTERMITTENT FILTERS FOR DOMESTIC PURPOSES

AUTHOR: Vanessa de Andrade Puhl
ADVISOR: Marcus Bruno Domingues Soares

Water supply in rural communities without access to treatment is a challenge to be overcome. In this perspective, a simple, accessible and easy-to-use technology, such as the domestic biological filter, maybe a viable alternative. The study aimed to evaluate the enzymatic activity by microorganisms involved in the filtration process in intermittent slow filters. The evaluation of microbial indicators in-depth in the filter medium was carried out through enzymatic tests according to the hydrolysis of fluorescein diacetate and the degradation of triphenyltetrazolium chloride, in addition to organic matter. Three columns (triplicate) were filled with Fine sand ($d_{10} = 0.16$ mm) with an initial filtration rate of 1.19×10^{-4} m/s and another three columns (triplicate) with Medium sand ($d_{10} = 0.45$ mm) and initial filtration rate of 5.39×10^{-4} m/s. The columns were operated with a downward flow regime and intermittent flow. Daily monitoring of raw water from a lake in a permanent preservation area and filtered water was carried out, according to physical parameters (turbidity, temperature, apparent and true color), chemical (dissolved oxygen, pH and electrical conductivity), and hydraulic (filtration rate and hydraulic conductivity), in a single filtration run (115 days). A statistical test was performed using analysis of variance (ANOVA) to compare means and significance using the Tukey test. Minor variations in water quality were observed during acclimatization phase of the columns. Afterwards, stability was favorable to microbiological development demonstrated with enzymatic tests. The particle size characteristics did not significantly differ between physical and chemical aspects of water quality. It was possible to notice microbiological activity along filters' depth through enzymatic assays and analysis of the organic matter related to biological clogging. Oscillation points of the identified concentrations are probably due to the particle size distribution used, which allowed the percolation of particles and microorganisms to deeper layers, resulting in internal clogging. It was found that the presence of dehydrogenase through TTC maintained oscillating concentrations in-depth. In the FDA's enzymatic hydrolysis assay, it was possible to visualize evidence of greater biological activity in the first layers of the filter media and its decay in-depth. It is concluded that under these hydraulic conditions, the filters can operate for long periods, presenting low clogging and providing a longer useful life to the filter.

Keywords: Enzymatic activity. Slow sand filtration. Triphenyltetrazolium Chloride (TTC). Fluorescein Diacetate (FDA).

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Elementos básicos de um filtro lento de escoamento descendente.....	18
Figura 2 – Componentes de um filtro BSF.	21
Figura 3 – Desenho esquemático de três filtros biológicos domésticos em areia (BSF).....	22
Figura 4 – Desprendimento e adesão de partículas na filtração.	24
Figura 5 – Ações do processo de transporte na filtração.	25
Figura 6 – Cadeia alimentar em meio aquático.	26
Figura 7 – Colmatação em diferentes pontos do meio filtrante.....	30
Figura 8 – Local do estudo.	43
Figura 9 – Desenho esquemático do filtro.	45
Figura 10 – Imagem dos seis filtros montados no início da fase de análises.....	46
Figura 11 – Curva Granulométrica da Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm).	47
Figura 12 – Curva Granulométrica da Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm).	47
Figura 13 – Camada Suporte.	48
Figura 14 – Lago e coleta da água bruta.	50
O procedimento foi realizado da seguinte maneira: cada piloto teve sua válvula de saída aberta, de forma que lentamente toda a água pudesse escoar, através de gotejamento. Após este processo, iniciou-se a raspagem das camadas, com o auxílio de colher Figura 15. Realizou-se a coleta de 10 amostras de cada filtro, de acordo com as seguintes camadas em suas respectivas profundidades em cada um dos pilotos: camada A = 0 a 2 cm de profundidade; B = 2 a 4 cm; C = 4 a 6 cm; D = 6 a 8 cm; E = 8 a 10 cm; F = 15 a 17cm; G = 20 a 22 cm; H = 30 a 32 cm; I = 40 - 42 cm e J = 42 a 44 cm.....	53
Figura 16 – Camadas coletadas ao longo do meio filtrante.	54
Figura 17 – Amostras devidamente separadas e embaladas.	54
Figura 18 – Curva de calibração do FDA.	56
Figura 19 – Curva de calibração do TTC.....	57
Figura 20 – Resultado de teste do TTC com liberação de TPF.....	58
Figura 21 - Comportamento do parâmetro turbidez considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro.	64
Figura 22 – Comportamento dos parâmetros cor aparente considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro.	68
Figura 23 – Comportamento dos parâmetros cor verdadeira considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro	71
Figura 24 – Comportamento dos parâmetros oxigênio dissolvido e temperatura considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro.....	74
Figura 25 – Comportamento do parâmetro pH considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro	76
Figura 26 – Comportamento do parâmetro condutividade elétrica considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro.....	79
Figura 27 – Comportamento da taxa de filtração ao longo do período de monitoramento.	80
Figura 28 – Comportamento da condutividade hidráulica ao longo do período de monitoramento.....	83
Figura 29 – Análise visual da formação da <i>schmutzdecke</i> na camada superior dos filtros.....	89

Figura 30 – Distribuição do teor de matéria orgânica em profundidade.	89
Figura 31 – Análise visual da colmatação biológica através da liberação de fluoresceína na primeira camada do filtro preenchida com Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm).....	92
Figura 32 – Análise da colmatação biológica conforme a atividade enzimática utilizando fluoresceína.	93
Figura 33 – Avaliação da colmatação biológica de acordo com a atividade enzimática e teor de matéria orgânica.....	94
Figura 34 – Análise visual de colmatação biológica pela liberação de formazan nas camadas mais superficiais da Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm).....	96
Figura 35 – Análise da colmatação biológica de acordo com a atividade enzimática em profundidade demonstrada pela desidrogenase.	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tabela com as principais características técnicas de filtro lento descendente convencional.....	28
Tabela 2 – Materiais utilizados na construção dos filtros pilotos.....	44
Tabela 3 – Características físicas do meio filtrante.	48
Tabela 4 – Densidade dos meios filtrantes de cada filtro.....	49
Tabela 5 - Parâmetros de qualidade da água monitorados, equipamentos utilizados e precisão dos métodos.	51
Tabela 6 – Resumo das variáveis analisadas da água bruta e tratada monitoradas no experimento.	61
Tabela 7 - Valores Médios de Turbidez e Percentual de Remoção nas Quatro Fases.....	66
Tabela 8 - Valores Médios de Cor Aparente e Percentual de Remoção nas Quatro Fases.....	69
Tabela 9 - Valores Médios de Cor Verdadeira e Percentual de Remoção nas Quatro Fases...	71
Tabela 10 - Valores Médios de Oxigênio Dissolvido e Temperatura nas Quatro Fases	74
Tabela 11 - Valores Médios de pH nas Quatro Fases:.....	77
Tabela 12 - Valores Médios de Condutividade Elétrica nas Quatro Fases:.....	79
Tabela 13 - Quadro da análise de variância com as fontes de variação (FV), graus de liberdade (GL), somas de quadrados (SQ), quadrados médios (QM), valor da estatística Fcalculado (Fcalc), P-valor do teste F (P-valor) e coeficiente de variação (CV, em %) para as variáveis turbidez, cor aparente, cor verdadeira, oxigênio dissolvido e pH avaliadas em experimento conduzido em esquema bifatorial no delineamento inteiramente casualizado em fases e com diferentes tipos de filtros (tratamentos).	85
Tabela 14 – Comparação de médias nas variáveis turbidez, cor aparente, cor verdadeira, oxigênio dissolvido e pH avaliadas em experimento conduzido em esquema bifatorial em fases e com diferentes tipos de filtros (tratamentos).	86
Tabela 15 - Quadro da análise de variância com as fontes de variação (FV), graus de liberdade (GL), somas de quadrados (SQ), quadrados médios (QM), valor da estatística Fcalculado (Fcalc), P-valor do teste F (P-valor) e coeficiente de variação (CV, em %) para as variáveis temperatura, condutividade, taxa de filtração e relação K10/K0 avaliadas em experimento conduzido em esquema bifatorial no delineamento inteiramente casualizado em fases e com diferentes tipos de filtros (tratamentos).	87
Tabela 16 – Comparação de médias nas variáveis temperatura, condutividade, taxa de filtração e relação K10/K0 avaliadas em experimento conduzido em esquema bifatorial em fases e com diferentes tipos de filtros (tratamentos).	88

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	12
1.1 PROBLEMA.....	13
1.2 OBJETIVOS	14
1.2.1 Objetivo Geral.....	14
1.2.2 Objetivos Específicos.....	14
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1 DESAFIOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO ..	15
2.2 FILTRAÇÃO LENTA	17
2.3 QUALIDADE DA ÁGUA EM FILTRAÇÃO LENTA	20
2.3.1 Filtro biológico de areia doméstico	21
2.3.2 Principais mecanismos de transporte em filtros lentos.....	23
<i>2.3.2.1 A atuação do mecanismo físico-químico</i>	<i>23</i>
<i>2.3.2.2 A atuação do mecanismo biológico</i>	<i>25</i>
2.3.3 Aspectos granulométricos de filtros lentos	27
2.3.4 A Colmatação de filtros lentos	30
2.3.5 Um olhar para o <i>schmutzdecke</i> da camada biológica.....	35
2.3.6 Distribuição da colmatação biológica e seus efeitos ao longo do meio filtrante	35
<i>2.3.6.1 Efeitos da disponibilidade de Matéria Orgânica sobre a Camada Biológica</i>	<i>37</i>
<i>2.3.6.2 Efeitos da Temperatura e da Taxa de Filtração sobre a Camada Biológica.....</i>	<i>38</i>
<i>2.3.6.3 Diversidade Microbiana da Camada Biológica</i>	<i>38</i>
2.4 ATIVIDADE ENZIMÁTICA COMO INDICADOR DE QUALIDADE DA FILTRAÇÃO BIOLÓGICA	40
2.4.1 Avaliação da atividade enzimática pelo método da Hidrólise do Diacetato de Fluoresceína (FDA).....	41
2.4.2 Avaliação da atividade enzimática pela Desidrogenase Cloreto de 2,3,5-trifenil- tetrazólio (TTC).....	42
3. MATERIAIS E MÉTODOS	43
3.1 LOCAL DO ESTUDO	43
3.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO	44
3.3 PREPARAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO MEIO FILTRANTE.....	46
3.3.1 Características físicas do meio filtrante.....	47
3.4 PREENCHIMENTO DOS FILTROS.....	49
3.5 OPERAÇÃO DO FILTRO	50
3.6 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS HIDRÁULICOS E DE QUALIDADE DA ÁGUA DO SISTEMA	51
3.6.1 Parâmetros de qualidade da água avaliados	51
3.6.2 Parâmetros Hidráulicos Avaliados	52
3.7 ANÁLISE ENZIMÁTICA E ORGÂNICA DO MEIO FILTRANTE	53
3.7.1 Coleta, preparação e armazenamento das amostras.....	53
3.7.2 Do ensaio de Hidrólise de Diacetato de Fluoresceína (FDA)	55
3.7.3 Do ensaio da Desidrogenase do Cloreto de 2,3,5 Trifeniltetrazólio (TTC).....	56
<i>3.7.3.1 Avaliação do teor de umidade</i>	<i>58</i>
<i>3.7.3.2 Avaliação do teor de matéria orgânica.....</i>	<i>59</i>
3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	60
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	61
4.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO SELECIONADOS	61
4.1.1 Desempenho global do sistema	61

4.1.1.1 <i>Análise do comportamento do parâmetro turbidez do sistema</i>	62
4.1.1.2 <i>Análise do comportamento do parâmetro cor aparente e verdadeira do sistema</i>	67
4.1.1.3 <i>Análise do comportamento do parâmetro oxigênio dissolvido e temperatura do sistema</i>	72
4.1.1.4 <i>Análise do comportamento do parâmetro pH do sistema</i>	76
4.1.1.5 <i>Análise do comportamento da condutividade elétrica do sistema</i>	78
4.2 ANÁLISE DO COMPORTAMENTO HIDRÁULICO DO SISTEMA.....	80
4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS PARÂMETROS DE POTABILIDADE E HIDRÁULICOS.....	83
4.4 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO MEIO FILTRANTE	88
4.4.1 Análise do comportamento do teor de matéria orgânica no sistema de filtração ...	89
4.4.2 Avaliação da colmatação biológica através do ensaio Hidrólise de Diacetato de Fluoresceína (FDA)	91
4.4.3 Avaliação da colmatação biológica através do ensaio da Desidrogenase cloreto de 2,3,5-trifenil-tetrazólio (TTC)	95
4.4.4 Comparativo entre Relação Granulométrica e Atividade Enzimática Apontada no Experimento	98
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	99
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A necessidade de acesso a água de boa qualidade é uma das questões que permeia gerações pelo mundo todo. No Brasil, para muitos, o acesso à água potável está distante da concretização. Muito embora haja sinais de avanço, faz-se necessário alcançar pequenas localidades que por muitas vezes parecem esquecidas. Sendo que em diversas regiões, principalmente em áreas rurais, não há possibilidade de ligação a redes de abastecimento de água (MACIEL, 2018).

Todo ser humano tem direito ao acesso à água de qualidade e suficiente para suas necessidades diárias, sendo a água um inegável veículo de transmissão de doenças, sua falta ou consumo em situações de má qualidade pode comprometer a saúde e a qualidade de vida dos indivíduos. Frente a estreita relação, é impossível garantir o direito a um nível de vida capaz de assegurar saúde e bem-estar, sem garantir o acesso a água potável (NEVES et al., 2016; PLESSIS, 2017). Segundo a Organização Mundial de Saúde, a qualidade de água consumida por um indivíduo está diretamente relacionada às questões de saúde pública (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2012).

A necessidade de uma forma de tratamento doméstico, de fácil manutenção, custo reduzido e capaz de produzir água segura, levou a criação na década de 90, do filtro lento de areia doméstico (SABOGAL-PAZ et al., 2020). Por representar uma opção considerada ideal para atender a demanda da produção por uma água segura para abastecimento, é a filtração lenta doméstica que surge como uma interessante opção de tratamento de água para abastecimento de comunidades isoladas (FREITAS et al., 2019).

Apesar de seu longo histórico de confiabilidade em purificação de águas com altas cargas microbianas, a remoção de patógenos envolvidos no processo de filtração ainda exige estudos aprofundados (PFANNES et al., 2015).

Em dois séculos de aperfeiçoamento, o sistema de Filtração Lenta (FL) apresenta vantagens como: reconhecida eficiência na remoção de bactérias e matéria orgânica; estrutura e montagem simples; sem necessidade de equipamentos eletrônicos ou automáticos, salvo apenas um equipamento mecânico, uma bomba d'água que facilita sua operação; a não necessidade de adição de produtos químicos, evitando a geração de subprodutos. Todavia apresenta algumas desvantagens: problemas quando a água bruta apresenta altos valores de turbidez, vindo a ocasionar maior colmatação em períodos chuvosos, necessitando pré-filtração (ex: fluxo ascendente), reduzindo assim a carga sobre o filtro lento; necessidade de maiores

estudos a respeito da remoção de diferentes tipos de poluição das águas, como industrial, mineração e metais pesados (LIU et al., 2019).

Filtros biológicos podem ser descritos como uma adaptação do filtro de areia lento convencional, que tem sido utilizado para o tratamento de água de comunidades por mais de duzentos anos. É menor e adaptado para uso intermitente, tornando-o adequado para residências pela sua simplicidade e capacidade de remoção de microrganismos (CAWST, 2012).

Comumente abordado em sistemas de filtração e capaz de interferir na eficiência do filtro, destaca-se o processo de colmatção que, compreende a redução ou preenchimento dos espaços vazios entre os grãos do meio filtrante, ocorre ao longo do tempo de utilização do filtro através da deposição de partículas suspensas careadas pela água ou mesmo da degradação e atuação microbiológica no sistema, tendo por consequência a perda da permeabilidade do filtro.

Diversos estudos a respeito da colmatção de filtros lentos associam-na à ação de fenômenos físicos, químicos, mecânicos e biológicos atuantes no processo de filtração. A colmatção biológica no filtro lento é reflexo da ação de um universo microbiano composto por bactérias, algas, protozoários e fungos, que se desenvolvem no interior do meio filtrante e tem importante papel na decomposição de matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes. Este experimento, traz uma configuração não habitual ao leito filtrante e nesta perspectiva pretende acompanhar o desenvolvimento do processo colmatativo, principalmente o biológico, através da profundidade do filtro.

O presente estudo teve como objetivo abordar a colmatção biológica de filtros lentos intermitentes, preenchidos com areia com um baixo coeficiente de uniformidade. Neste aspecto, dois métodos capazes de avaliar a atividade microbiana no meio filtrante foram utilizados: Hidrólise de Diacetato de Fluoresceína (FDA) e Desidrogenase do Cloreto de 2, 3, 5 Trifeniltetrazólio (TTC). Em paralelo, alguns parâmetros de qualidade da água e hidráulicos também foram monitorados, com o objetivo de observar os efeitos da colmatção de meios filtrantes com baixo coeficiente de uniformidade sobre o desempenho do filtro.

1.1 PROBLEMA

Demonstrar os efeitos da colmatção de filtros lentos intermitentes preenchidos com meios filtrantes com baixo coeficiente de uniformidade.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a colmatação biológica através de testes enzimáticos de filtros lentos intermitentes, utilizando meios filtrantes com baixo coeficiente de uniformidade, e suas implicações sobre aspectos hidráulicos e qualidade da água do sistema.

1.2.2 Objetivos Específicos

- I. Estudar a eficiência do filtro lento biológico, através de uma configuração não usual de meio filtrante, quanto à qualidade da água produzida;
- II. Avaliar os efeitos da colmatação sobre os parâmetros hidráulicos taxa de filtração e condutividade hidráulica;
- III. Utilizar dois métodos de ensaios enzimáticos (FDA e TTC) para demonstrar a colmatação biológica através da atividade enzimática existente nos meios filtrantes de diferentes granulometrias;
- IV. Avaliar a intrusão de partículas orgânicas em função da uniformidade granulométrica ao longo dos meios filtrantes utilizados.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DESAFIOS NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO

A transformação da água disponível no ambiente em água potável envolve uma série atividades. Um sistema convencional de tratamento de água é formado por diversas etapas desde coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. Uma série de processos físicos e químicos, que fazem com que a água obtenha todas as propriedades necessárias, tornando-se própria para o consumo (BRASIL, 2019).

Contudo, num país de proporções continentais como o Brasil, as disparidades regionais se acentuam. Conforme dados do Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB), em pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Pesquisa e Estatística (IBGE) (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2020), 86,1% do total de domicílios do país possuem acesso a água tratada. No entanto, há uma grande variação entre as regiões geográficas do país, onde: 47,6% tem acesso na região norte; 73,4% no nordeste; 90,9% do centro-oeste; 93,3% no sul e 97% no sudeste. São quase 35 milhões de brasileiros que não dispõem de acesso a este serviço básico (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS, 2019).

A atual forma de tratamento de água para uso humano possui uma eficiência normalmente satisfatória, todavia apresenta um alto investimento de implantação e operação, além de demandar grandes áreas de instalação, volume de água, alto investimento em energia e aditivos químicos. Isto torna a implantação de uma estação de tratamento de água convencional apropriada a regiões urbanizadas, com demanda populacional por água tratada e capacidade de pagamento por tal recurso (GUEDES et al., 2017).

Em regiões menos desenvolvidas, conforme a base de dados da Organização Mundial da Saúde de 2015, no mundo, aproximadamente 2,3 bilhões de pessoas não dispõem de infraestrutura de saneamento e 159 milhões de pessoas, na grande maioria habitantes de áreas rurais em países sub desenvolvidos, tem acesso apenas a águas superficiais de poços rasos e com credibilidade duvidosa (WHO, ORGANIZATION WORLD HEALTH, 2017).

Conforme Morais et al. (2016), distribuição e má qualidade da água são motivos de preocupação a gestores públicos e a população, visto que tal recurso natural é fundamental para

a existência da vida, e precisa ser seguro, confiável, sem representar risco à saúde das comunidades abastecidas, ou seja, sem submeter o ser humano a doenças de veiculação hídrica.

Ter acesso a adequadas condições de abastecimento de água e de esgoto é um aspecto de grande relevância na saúde da população. Muitas doenças, inclusive as diarreicas, que estão entre as principais causas de mortalidade entre crianças de até cinco anos, poderiam ser prevenidas através de investimentos em melhorias nesses sistemas (OLIVEIRA et al., 2015).

No Brasil, apesar do predomínio do tratamento convencional, tecnologias não convencionais como filtração direta ascendente ou descendente, filtração lenta, dupla ou filtração em múltiplas etapas têm sido foco de diversas pesquisas. Tais processos de tratamento são alicerçados com base da filtração rápida ou filtração lenta. A filtração direta ascendente ou descendente e de dupla filtração são comuns à filtração rápida, com etapas fundamentais para clarificação como coagulação, floculação e filtração. Já na Filtração Lenta, a principal etapa é a filtração através da ação biológica, podendo ser dispensada a etapa de coagulação (DI BERNARDO et al., 2005).

Com o crescente aumento populacional, aliado a um panorama de escassez hídrica e um cenário de contaminações dos mananciais, o tratamento de água para abastecimento público torna-se um desafio a ser vencido, tanto no volume de água necessário, quanto nas restrições de área para instalação de novos sistemas de tratamento comumente utilizados. Todas estas situações têm levado à uma busca por alternativas que permitam garantir a qualidade da água distribuída para abastecimento público (DIAS et al., 2020).

Muitos problemas podem ser potencializados em comunidades de baixa renda que habitam pequenas comunidades rurais ou redondezas de grandes cidades, regiões estas, que normalmente apresentam carências em serviços de saneamento básico e acesso às redes de tratamento da água (SABOGAL-PAZ et al., 2020).

Universalizar o acesso à água tratada representa um grande desafio que requer altos investimentos e políticas públicas voltadas às populações menos assistidas. Faz-se necessária a implementação de novas estratégias ao tratamento de água capazes de reduzir doenças oriundas do consumo de água contaminada (AGUIRRE, 2017).

Populações que habitam regiões afastadas das zonas urbanas formam comunidades com pequena e dispersa população, muitas destas famílias não possuem cobertura no abastecimento de água tratada, visto ser inviável para companhias de abastecimento, pois uma pequena demanda não é capaz de cobrir o custo operacional (GUEDES et al., 2017).

Além de que, por vezes, dificuldade de acesso à energia elétrica, frequente no isolamento geográfico das comunidades, minimiza possibilidades de implantação de sistemas

convencionais capazes de tratar água de superfície. Outro problema, pode ser o de encontrar águas subterrâneas em baixas profundidades. Tal situação direciona ao consumo de águas superficiais, porém sem nenhum tratamento (SAMPAIO, 2015).

Para comunidades isoladas, a Organização Mundial da Saúde recomenda o uso de tecnologias descentralizadas de tratamento de água (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2012). Estas tecnologias permitem que os usuários façam o tratamento da água na própria casa, garantindo mais segurança da própria água potável (SOBSEY et al., 2008).

Dentre as tecnologias de tratamento de água, o filtro lento de areia doméstico torna-se uma adaptação de filtro lento convencional, que é eficiente, simples de usar, operar e manter (MACIEL et al., 2018).

2.2 FILTRAÇÃO LENTA

A filtração em areia é uma técnica de tratamento de água com uma vasta aplicação ao longo de séculos. Utilizada desde o ano de 1700 D.C. como um método eficiente para remoção de partículas na água (HUISMAN 2004 *apud* PIZZOLATTI, 2014). Considerada um dos processos mais antigos e eficazes de tratamento de água, como forma de produzir água biologicamente segura (HAIG et al., 2014).

Conhecida como uma técnica simples e eficaz, de custos reduzidos (salvo em casos de utilização de retrolavagem como técnica de limpeza), necessitando basicamente o controle da vazão e limpeza. Este processo de filtração é reconhecido como uma tecnologia compatível para purificação de água em áreas rurais, além de o filtro lento em areia ser respeitado pela remoção da turbidez e patógenos transmissíveis pela água. É também capaz de melhorar a qualidade química, física e microbiológica da água num processo de filtração, sem adição de substâncias químicas (GUCHI, 2015). Aprovada na remoção de coliformes totais, *Escherichia coli* e *Cryptosporidium* sp. e *Giardia* sp., entre outros patógenos (SOUZA et al., 2020).

Desta forma, torna-se um método seguro, capaz de ser implantado em comunidades carentes, principalmente em zonas rurais, como um meio eficiente de fornecer água limpa em um local onde a fonte de água para consumo humano não atende aos requisitos de saúde. Análises laboratoriais demonstraram que a água filtrada neste sistema torna-se muito mais limpa em termos de odor, sabor e pH (MALLONGI et al., 2017).

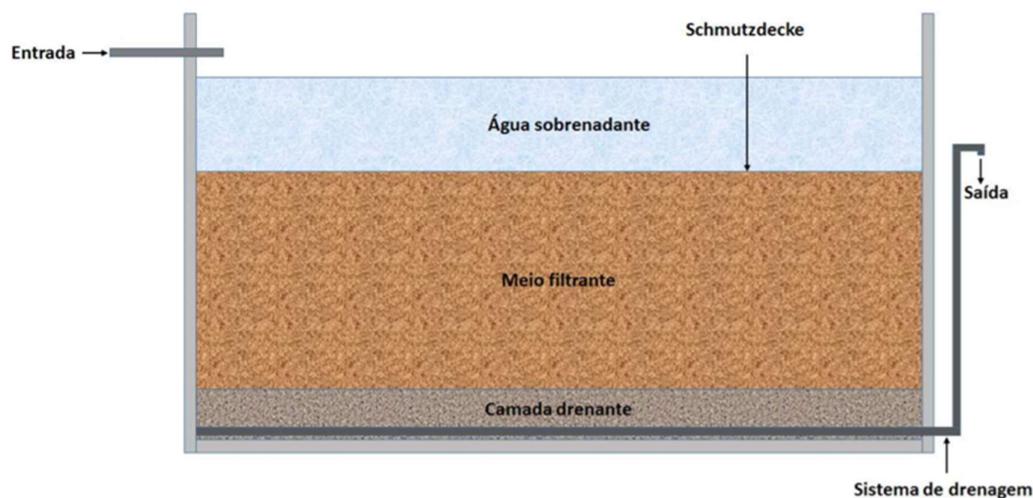
Vários estudos, com resultados satisfatórios, analisaram a eficiência dos filtros lentos na purificação da água. Na grande maioria deles, os resultados foram realmente significativos, tanto na remoção de material particulado quanto de microrganismos (TEIXEIRA et al., 2016).

A literatura demonstra ainda vantagens do tratamento como a remoção de poluentes químicos, compostos de nitrogênio, contaminantes biológicos patogênicos, entre outros.

Segundo estudo de Verma et al. (2017), evidenciou-se ainda a remoção de microrganismos como *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Salmonella*, *Escherichia coli*, coliformes totais e fecais, estreptococos fecais, bacteriófagos (como vírus MS2); além de remover com eficiência a turbidez, sólidos em suspensão e metais tóxicos.

Na Figura 1 é possível observar os elementos básicos que constituem um filtro lento de escoamento descendente, como um recipiente contendo tubulação para entrada e saída da água, camada suporte e meio filtrante.

Figura 1 – Elementos básicos de um filtro lento de escoamento descendente.



Fonte: Amui et al. (2017).

Como forma de operação, este sistema apresenta dois sentidos de escoamento, ou seja, fluxo ascendente ou descendente. Convencionalmente utilizados no tratamento de água, são configurados em filtros rápidos ou lentos, projetados em diversos formatos, conforme a escala de filtração, sejam colunas ou tanques de concreto ou polietileno. A principal diferença entre os sistemas é a taxa de filtração (HASAN et al., 2020).

Nos filtros lentos a água é inserida com baixas taxas de filtração (entre 3 e 12 m³/m².d), assim permite a remoção de partículas suspensas no meio filtrante através de mecanismos físicos e remoção de patógenos principalmente pela atividade biológica (SOUZA, 2020). A taxa de filtração representa um parâmetro característico da filtração lenta, por ser muito inferior aos

valores da filtração rápida. Também influi nas dimensões do filtro com estreita ligação a fatores como perda de carga, duração da carreira de filtração, turbidez e eficiência microbiológica do processo. De acordo às características da água bruta como alta concentração de sólidos e cor, ou seja, se a qualidade for inferior, normalmente são utilizadas taxas menores (MURTHA et al., 1997).

O tipo de alimentação, segundo Verma et al. (2017), pode ser contínua ou única, também conhecida como intermitente. Na alimentação intermitente, o volume de água a ser tratado é inserido, seguido de um tempo de retenção no filtro, onde acontece a filtração da água repousada em seu interior (MACIEL et al., 2018). Conforme recomenda CAWST (2012), a operação do intermitente do Filtro Biológico de Areia (BSF- *Biosand filter*) deve ser de uma a quatro vezes ao dia, com período mínimo de uma hora e máximo de 48 horas de residência. A importância deste período de pausa é permitir a atuação de processos físico-químicos e biológicos no tratamento da água (SABOGAL-PAZ et al., 2020).

A questão da limpeza do filtro de areia também é muito importante, pois reflete na qualidade da água tratada (RICHTER et al., 2017). Deve ser realizada quando a perda de carga, previamente estipulada, for atingida. É facilmente observada, quando a quantidade de água inserida no filtro não é a mesma quantidade filtrada, neste caso, a taxa de filtração entra em declínio e a carga hidráulica se mantém constante (PIZZOLATTI, 2010).

A técnica utilizada para a limpeza de filtros lentos domésticos consiste no processo de raspagem. Através da raspagem, remove-se de 1 a 2 cm do topo do meio filtrante, este formato é normalmente utilizado na filtração lenta descendente além dos filtros biológicos de areia (MACIEL et al., 2018).

De acordo com Heller e Pádua (2010), na técnica da filtração lenta, a purificação da água acontece por meio de um processo biológico, não havendo necessidade de coagulantes químicos, tal prática, facilita a utilização deste método e simplifica o uso diário e a manutenção.

Segundo Lima et al. (2019), a filtração lenta consiste num sistema de tratamento simples, caracterizado pela remoção das impurezas da água através do peneiramento das partículas, quando da passagem da água por um meio filtrante poroso, geralmente areia. Neste trânsito sofre a ação conjunta de processos físico-químicos e biológicos. Sendo o processo biológico considerado como fator principal no filtro lento, devido à formação da chamada *schmutzdecke*, ou seja, camada biológica que atua na melhoria da cor, turbidez e retenção de microrganismos.

Na filtração biológica, o processo de tratamento da água depende da ação de bactérias não patogênicas que atuam como biocatalisadores na oxidação bioquímica, e desta forma,

degradando os poluentes na água potável contaminada, produzindo assim, água de boa qualidade para consumo (HASAN et al., 2020).

A etapa física do processo atua de forma a filtrar os sólidos suspensos, que são retidos nos espaços intersticiais dos grãos que compõem o meio filtrante (SANTOS, 2015). O mecanismo químico, ocorre pela degradação de compostos químicos orgânicos e da matéria orgânica presente no sistema (MELO, 2006). Os mecanismos de remoção serão aprofundados mais a frente no capítulo 2.2.2.

Entretanto, o sistema possui algumas limitações, conforme pesquisa de Barros (2019), filtros lentos são uma solução satisfatória e sustentável, quando comparados a filtros rápidos, pois não necessitam de aditivos químicos ou frequentes lavagens. Todavia, para operar de forma eficiente, necessita de baixo nível de turbidez na água bruta.

Outra limitação apontada é a menor taxa de filtração, se comparado ao filtro rápido, necessitando de uma área maior para abastecer a mesma quantidade de indivíduos. Mas a maior limitação da filtração lenta está na qualidade da água bruta, principalmente no que se refere à turbidez. Uma forma segura de melhorar esta água, pode ser através da Filtração em Múltiplas Etapas (FIME), com pré-filtros antes do filtro lento (PIZZOLATTI, 2014).

Alguns estudos também demonstram que a camada biológica não se forma no filtro lento ascendente, onde também não ocorre o processo de decantação (SOUZA, 2020). Em turbidez e cor, filtros ascendentes possuem menor eficiência do que os descendentes (PIZZOLATTI, 2014). Uma grande vantagem do fluxo ascendente é uma mais longa carreira de filtração (PIZZOLATTI, 2010).

Muito importante lembrar, que períodos de residência mais longos podem ocasionar uma redução de oxigênio dissolvido, além de aumento na concentração de nitrito no produto filtrado (YOUNG-ROJANSCHI et al., 2014).

2.3 QUALIDADE DA ÁGUA EM FILTRAÇÃO LENTA

De forma geral, dependendo da qualidade da água a ser tratada e a qualidade final desejada, é possível determinar qual tecnologia melhor se adapta e pode ser utilizada, seja simples ou complexa (SOUZA, 2020).

Toda água consumida pelo ser humano precisa seguir critérios de qualidade estabelecidos pela legislação de seu país. Estes critérios determinam a seleção da tecnologia de tratamento que poderá ser adotada, a qualidade da água a ser tratada, respeitando características da comunidade a ser beneficiada. No aspecto tecnológico, toda água pode ser, em princípio,

tratada e se tornar potável, no entanto, os custos dos processos e a confiabilidade na operação e manutenção podem tornar inviável o uso de certos corpos de água para abastecimento (DI BERNARDO et al., 2005).

A filtração lenta de areia classifica-se como uma das tecnologias mais antigas do mundo utilizada por mais de dois séculos e em regiões das mais variadas, seja no Reino Unido ou no Peru. A facilidade do processo o torna viável para uso em pequenas comunidades e regiões em desenvolvimento (WEBER-SHIRK et al., 1997).

Atualmente a portaria GM/MS Nº 888 (BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2021), normatiza os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Segundo tal portaria, no aspecto filtração lenta em termos de turbidez, é estipulado 1,0 uT em 95% das amostras e 2,0 uT para o restante das amostras mensalmente coletadas.

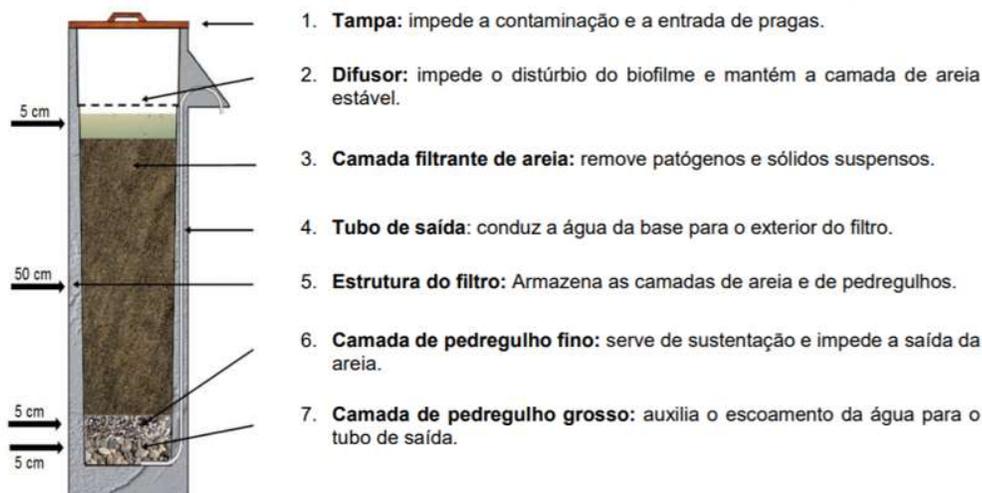
2.3.1 Filtro biológico de areia doméstico

O filtro lento de areia doméstico (*Household slow sand filters* – HSSFs) ou BSF, é operado intermitentemente e em escala doméstica (SINGER et al., 2017). São inspirados no sistema de filtração lenta de areia, compostos por uma camada de água sobrenadante, meio filtrante de areia, camada suporte com pedregulhos e uma tubulação de saída. Esta tecnologia tem sido aceita em diversas comunidades carentes ao redor o mundo, proporcionando melhoria na qualidade de água àqueles sem acesso a uma fonte de tratamento (NAPOTNIK et al., 2017).

A filtração lenta doméstica também é conhecida como uma tecnologia “*Point of Use*”, ou seja, tratamento de água no local de uso, podendo facilmente ser instalada e operada em qualquer domicílio, como uma adaptação da filtração lenta convencional, porém com fluxo intermitente (MACIEL, 2018)

A Figura 2 apresenta os componentes básicos de um BSF e suas funções e representa o modelo referenciado pelo CAWST (*Centre for Affordable Water end Sanitation Technology*), no “*Biosand Filter Manual, Desing, Construction, Installation, Operation and Maintenance*” desenvolvido em 2010.

Figura 2 – Componentes de um filtro BSF.



Fonte: (CAWST, 2012).

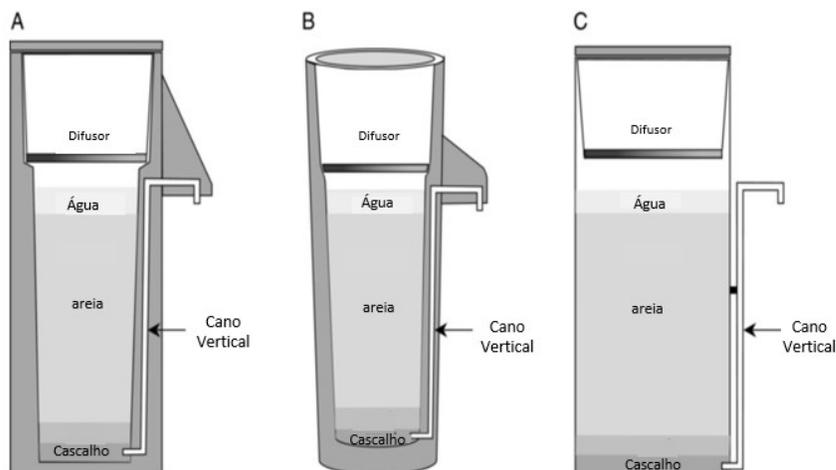
Após observar o esquema apresentado na Figura 2, é possível compreender como acontece o processo de filtração. Para iniciar o processo no BSF, acrescenta-se água pela parte superior, acima do difusor. A água enche o reservatório superior misturando-se com a água parada. No reservatório, ocorre o processo de sedimentação, onde as partículas maiores se acomodam na superfície do meio filtrante. A água infiltra pela camada biológica e é drenada em sentido descendente através do leito de areia. Assim, a mesma é conduzida para fora do filtro pelo tubo de saída, sendo então armazenada para consumo (CAWST, 2012).

Uma grande vantagem deste tipo de filtro é que, após estar instalado, não há custos adicionais e podem ser construídos com materiais facilmente encontrados no comércio local (JENKINS et al., 2011).

Diversos estudos destacam evoluções na tecnologia da filtração lenta, trazendo novos materiais, menor profundidade e variadas granulometrias do leito de areia (NAPOTNIK et al., 2017), e modelos de amadurecimento do filtro, utilizando mantas não tecidas na camada superior (MEDEIROS et al., 2020) além de alterações na operação com fluxos contínuos e intermitentes (MACIEL, 2018), todavia em ambas formas de fluxos operacionais há redução significativa dos indicadores microbianos (ROJANSCHI et al., 2016).

Na Figura 3, observam-se três filtros biológicos de areia mais comuns, baseados no modelo “BioSand” desenvolvido nos anos 90, pelo professor Dr. David Manz na Universidade de Calgary, Canadá (LEA, 2014).

Figura 3 – Desenho esquemático de três filtros biológicos domésticos em areia (BSF).



Legenda: (A) Filtro de concreto da CAWST - altas taxas de aceitação do usuário (mais de 300.000 unidades pelo mundo). (B) Filtro de concreto, formato redondo oferece resistência adicional e requer menos materiais. (C) Filtro de barril, construídos localmente feitos de barris de plástico ou tambores de metal. Fonte: Adaptado de Lea (2014)

Os três modelos de filtros, apresentados na Figura 3, demonstram a possibilidade de uso de diferentes recipientes para confecção de um filtro biológico. Devem ser duráveis e estanques à água, comprados ou construídos em vários formatos e materiais (concreto, plástico, metal, jarros de argila, por exemplo). Desde que respeitados os componentes básicos de construção dos filtros biológicos, podem ser construídos de forma sustentável, a partir de materiais disponíveis na comunidade.

2.3.2 Principais mecanismos de transporte em filtros lentos

Através da percolação da água nos interstícios do meio filtrante, partículas inertes, matéria orgânica, e microrganismos como bactérias, vírus, cistos de protozoários entre outros, são removidos através de mecanismos físicos, químicos e biológicos de remoção de partículas (FREITAS et al., 2019). Os principais mecanismos atuantes nesta tecnologia de tratamento são: filtração, adsorção e atividade microbiológica (JENKINS et al., 2011).

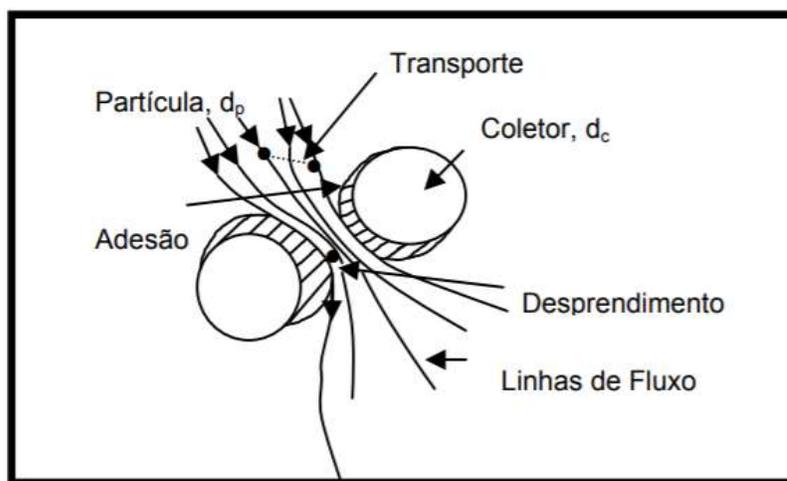
Pelo estudo de Nakamoto et al. (2014), a produção de água de qualidade, através do filtro lento de areia, se dá pelas relações entre as populações microbiológicas e os processos físico-químicos de separação.

2.3.2.1 A atuação do mecanismo físico-químico

Apesar da importante atividade microbiológica do biofilme, é necessário entender que outros processos podem atuar na remoção de partículas sólidas que são os fenômenos de transporte (fenômeno físico) e adesão (fenômeno físico-químico). O transporte é representado pelos seguintes mecanismos: ação de coar (remove partículas maiores), sedimentação (remove sólidos por gravidade), interceptação (acumulação de partículas) e forças hidrodinâmicas (agregação de partículas em regiões de menor velocidade) (MACIEL et al., 2018).

Os mecanismos de transporte são os encarregados em conduzir as partículas suspensas em torno dos grãos de areia; já os mecanismos de aderência, permitem que as partículas permaneçam aderidas à superfície dos grãos através das forças superficiais que resistem à força das linhas de fluxo da água ao longo do meio filtrante (LINHARES, 2017). Observe na Figura 4 a percolação das partículas através do meio filtrante, o movimento de desprendimento e a adesão aos grãos de areia.

Figura 4 – Desprendimento e adesão de partículas na filtração.



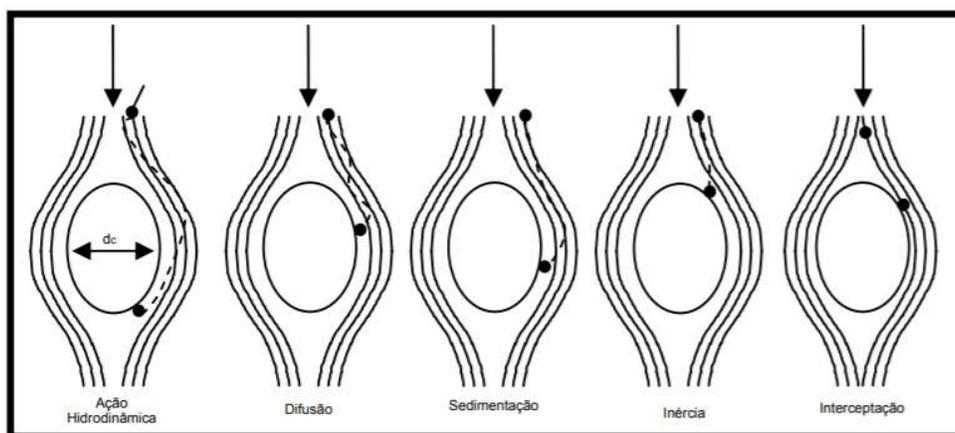
Fonte: (Amirtharajah, 1988 *apud* Pizzolatti, 2010)

Destaca-se no processo, o transporte físico de coar e sedimentar, através da remoção de partículas em suspensão que não podem passar pelos poros em função de seu tamanho e densidade relativa. Isto ocorre principalmente na parte superior do filtro (DE SOUZA, 2015).

Na Figura 5, observam-se os processos de transporte de partículas que ocorrem no interior do leito filtrante, durante a filtração. O movimento das partículas em suspensão, pela ação hidrodinâmica, faz com que a partícula tenha movimentos giratórios criando uma força que conduz partículas maiores, de uma linha de corrente para outra, perpendiculares à direção

do escoamento. A difusão, que é resultado do movimento aleatório das partículas pequenas em suspensão, chamado movimento “browniano”, ocorre em consequência dos choques entre as moléculas do fluido. Pela ação da gravidade e da velocidade das partículas ocorre a sedimentação, que faz com que as partículas atravessem as linhas de fluxo (BRAGA, 2005), (PIZZOLATTI, 2010).

Figura 5 – Ações do processo de transporte na filtração.



Fonte: (AMIRTHARAJAH, 1988 *apud* PIZZOLATTI, 2010)

O movimento de inércia relaciona-se ao tamanho da partícula. Pelo impacto inercial a partícula atravessa as linhas de fluxo se dirigindo até o grão de areia (coletor). Quando se dá o mecanismo de interceptação, a partícula está bem próxima ao coletor, com distância inferior à metade do diâmetro da partícula, de forma que ao tocá-lo, a partícula adere-se ao coletor (BRAGA, 2005; PIZZOLATTI, 2010).

No processo de aderência, ocorre a ação combinada de duas forças de atração, ou seja, entre massas e força eletrostática. As forças gravitacionais agem no sentido de chocar a partícula com o grão de areia. Quanto menor o tamanho do grão e menor a velocidade intersticial, maior a probabilidade de haver choque com as partículas (MACIEL et al., 2018). Tais ações mantêm as partículas presas aos poros dos grãos (FARIAS, 2012). Pela ação de forças eletrostáticas, de *Van der Walls* e de adesão (HUISMAN et al., 1974).

2.3.2.2 A atuação do mecanismo biológico

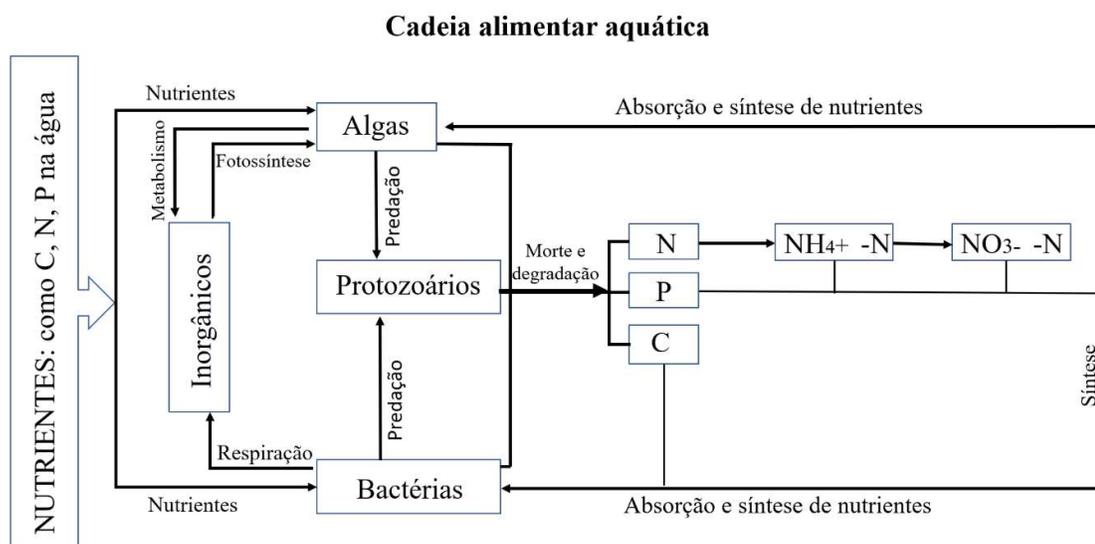
Conforme Di Bernardo (1999), o uso de baixas taxas de filtração faz com que a água esteja por mais tempo no interior do leito filtrante; este fato proporciona uma atividade microbiológica mais intensa no filtro, capaz de elevar sua eficiência em remoção de bactérias e demais organismos.

A presença de agentes microbianos eucarióticos como protozoários *amoebae* e *rhizaria* em filtros lentos de areia é muito bem-vinda. Assim como a ação de bactérias, a remoção de detritos associados a bactérias fixadas ao meio filtrante, além da remoção de partículas suspensas na coluna de água, beneficia o processo de filtração liberando os poros permitindo o fluxo de água, e locais para nova colonização microbiana no biofilme. Tal atividade é vista como fundamental à qualidade da água produzida nos biofiltros, que através da atuação das comunidades microbianas estão diretamente envolvidas na purificação de água por remoção de patógenos como cistos de *Giardia*, por exemplo (WAKELIN, et al., 2011).

Os fungos têm destaque com sua vasta capacidade de degradação da matéria orgânica no sistema de filtração, presentes principalmente nas camadas mais superficiais, tem um importante papel também na degradação de nutrientes e no ciclo do carbono (WAKELIN et al., 2011; LIU et al., 2019).

O mecanismo biológico de filtração apresenta essencialmente os seguintes processos: sedimentação do material particulado, hidrólise dos compostos químicos orgânicos e da matéria orgânica; combinação de degradação bioquímica e filtração mecânica, que ocorrem preferencialmente no *schmutzdecke*. Atuando em conjunto como uma verdadeira cadeia alimentar formada por microrganismos, principalmente bactérias, algas e protozoários compõem o *schmutzdecke* (LIU, et al., 2019). Neste esquema da Figura 6, observa-se a ciclagem de nutrientes que pode ocorrer em ambientes aquáticos.

Figura 6 – Cadeia alimentar em meio aquático.



Fonte: Adaptado de Liu et al. (2019).

Algas e bactérias crescem assimilando nitrogênio e potássio solúvel, carbono orgânico e demais nutrientes presentes na água. Ao mesmo tempo, sofrem a predação por parte dos protozoários. Com o tempo, estes seres morrem e são degradados, originando nutrientes para novos microrganismos (LIU et al., 2019).

2.3.3 Aspectos granulométricos de filtros lentos

Para Di Bernardo et al. (2005), a escolha e preparo do meio filtrante é de grande importância para a eficiência de remoção do filtro. São cruciais ao sistema a correta determinação granulométrica do material que constituirá o meio filtrante. A determinação adequada deve utilizar os parâmetros de diâmetro efetivo (d_{10}), coeficiente de uniformidade (CU) ou coeficiente de desuniformidade (d_{60}/d_{10}), esfericidade e porosidade, que são fundamentais ao processo de filtração.

A Tabela 1 demonstra características do filtro lento descendente convencional como profundidade do meio filtrante, camada suporte, altura da água, taxa de filtração, diâmetro efetivo e coeficiente de uniformidade; conforme a visão de cinco importantes pesquisadores que apresentam configurações específicas e suas variações, segundo o sistema de filtro lento utilizado e aprovado em seus experimentos.

Tabela 1 - Tabela com as principais características técnicas de filtro lento descendente convencional.

Referências / Parâmetro	1	2	3	4	5
Profundidade do Meio Filtrante (m)	0,90 - 1,20	0,7 – 1,4	0,9 – 1,5	0,9 – 1,0*	0,9
Camada Suporte (m)	0,40 - 0,45	0,30	-	-	0,2
Altura da água na superfície (m)	1,0 - 1,5	1,0 - 1,5 (2,0 excepcionalmente)	0,9 – 1,8	-	-
Taxa de filtração (m ³ /m ² .d)	2 - 14	2,5 - 8,6	1,9 – 6,0	3 - 6	< 6
Diâmetro Efetivo - d ₁₀ (mm)	0,30 - 0,35	0,15 – 0,35	0,15 – 0,30	0,15 – 0,30	0,25 – 0,35
Coefficiente de Uniformidade - CU	1,5 - 3,0	< 3,0 < 2,0 pref. < 1,5 custos mais elevados	< 2,5	2 a 5	< 3

Legenda: (1) Valencia (1981); (2) Huisman e Wood (1974); (3) Crittenden (2012); (4) Di Bernardo; Brandão e Heller (1999); (5) ABNT (1992); (*) espessura inicial. Fonte: (SOUZA, 2020).

É necessário discutir alguns conceitos expostos na Tabela 1, como a infiltração de impurezas ao longo da mídia, que está diretamente relacionado ao CU. Quanto menor for seu valor, mais uniforme será o material, mais profunda se torna a retenção de impurezas e maior a carreira de filtração (BRINCK, 2009).

No diâmetro efetivo (d_{10}), que configura-se como o diâmetro da abertura da peneira que permite a passagem de 10% da amostra, quanto menor o d_{10} , melhor será a qualidade da água filtrada. Já o CU ou coeficiente de desuniformidade (CD) é definido como o intervalo de tamanho das partículas de igual classificação. No peneiramento, trata-se da relação entre a abertura da peneira permitindo a passagem de 60% (d_{60}) dos grãos e a abertura da peneira que permite a passagem de 10% (d_{10}) da mesma amostra (DIOGO et al., 2010).

O coeficiente de curvatura (CC) aponta a regularidade entre os grãos, valores < 1 ou > 3, definem o sedimento como sendo mal graduado. O coeficiente de não uniformidade (CNU) apresenta valores < 2 e representa alta uniformidade do meio filtrante, isto caracteriza a homogeneidade do meio (PINTO, 2011).

O tamanho do grão (diâmetro efetivo, d_{10}) influencia a eficiência da filtração. Um diâmetro efetivo menor acelera a perda de carga do sistema, embora aumente a eficiência de remoção se comparado com d_{10} maior (SOUZA et al., 2020).

Em se tratar de filtros de areia, a eficiência de filtração é medida pela sua capacidade de remover partículas de uma certa dimensão, e seu valor aumenta com a redução da granulometria do elemento. É possível que areia muito grossa, resulte em filtração ineficiente e permita a colmatação do meio, enquanto areia muito fina pode colmatar rapidamente os poros e requerer limpezas frequentes (LA SERRA et al., 2014). Todavia, em menores granulometrias, a qualidade do efluente produzido é maior, ou seja, a remoção de partículas é inversamente proporcional ao tamanho da granulometria da areia (NHANCA et al., 2018).

A eficiência do processo de filtração está relacionada de modo direto não só ao diâmetro efetivo do material, como mencionado anteriormente, mas também à porosidade do meio filtrante. Quanto menos esféricas forem as partículas, mais poroso será o leito e qualquer mudança na porosidade poderá acarretar um grande efeito na perda de carga no leito (PIZZOLO, 2015).

A publicação de Huisman e Wood (1974) aborda importantes aspectos a respeito da filtração lenta, considera como exemplo, que os grãos de areia tivessem um formato perfeitamente esférico, com poros com abertura de $1/7$ do diâmetro do grão e diâmetro efetivo de 0,15 mm, o meio filtrante pode interceptar partículas de 20 μm . Conforme estudo sobre o efeito da colmatação em diferentes meios filtrantes, na filtração em margem, Soares e Pizzolatti (2019) descrevem que, devido ao menor espaço poroso disponível, os grãos mais finos apresentaram maior capacidade de retenção de materiais em suspensão da água bruta, se comparados aos grãos grossos, desta forma pode-se observar a diferença na colmatação da mídia.

Huston (2015) cita que os tamanhos exatos dos poros de um grão de areia bem como a parte estrutural do leito são, sem dúvida, difíceis de determinar, sendo que o tamanho do espaço poroso está relacionado ao tamanho da partícula do substrato, a forma, a aspereza e a angularidade. Levando em conta que tais grãos não são partículas exatamente esféricas e lisas.

O preenchimento do espaço poroso do meio filtrante pode ser observado através da alteração da porosidade total (SOARES; PIZZOLATTI, 2019). A porosidade do leito é um importante parâmetro capaz de afetar a velocidade da água, a perda de carga e a capacidade de reter partículas sólidas. É definida como a relação entre o volume dos vazios dos poros e o volume total do meio (BRINCK, 2009). Variações na disposição e densidade dos poros no leito filtrante com a formação de vazios entre os grãos podem influenciar a infiltração de materiais particulados.

Segundo Silva (2014) “a porosidade absoluta é a razão entre o volume total dos espaços vazios em uma amostra e o volume total desta mesma amostra”. Já porosidade específica ou

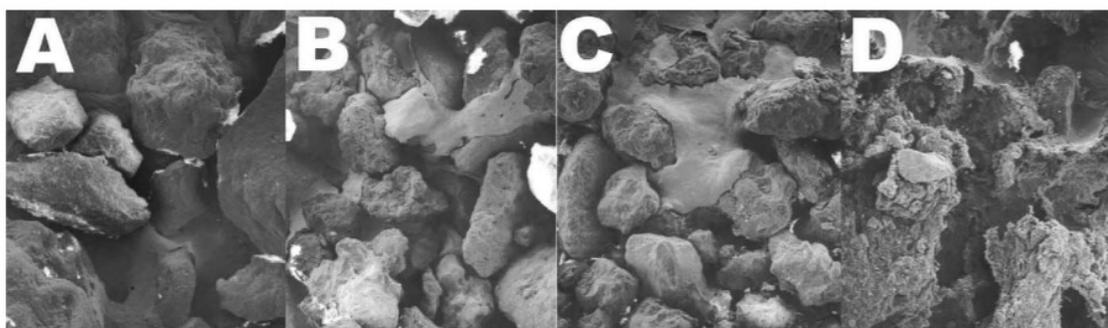
efetiva, apesar de ser a mais difícil de ser determinada, conforme (DI BERNARDO; SABOGAL PAZ, 2008), traduz a relação entre o volume dos poros interconectados e o volume total da amostra, além de ser a mais importante na busca pelo entendimento do processo de retenção.

2.3.4 A Colmatação de filtros lentos

A colmatação leva ao preenchimento do espaço poroso do meio filtrante, e é percebida através da mudança da porosidade total (SOARES et al., 2019). É conhecida ainda como um processo no qual é possível observar uma perda do volume de poros devido à sedimentação de partículas, ou sua percolação através do leito, ocasionando a redução da condutividade hidráulica do meio filtrante (SOARES, 2015).

Na Figura 7 observa-se a matéria orgânica aderida aos grãos de areia vista através da microscopia eletrônica de varredura do estudo de Rodgers et al (2004), (A) areia limpa; (B) areia de uma profundidade de 0,07 m abaixo da superfície; (C) areia de uma profundidade de 0,02 m abaixo da superfície; (D) areia da superfície. Segundo o autor, em filtros lentos intermitentes o processo de colmatação ocorre principalmente na superfície, devido ao desenvolvimento do biofilme que reduz a porosidade do leito filtrante.

Figura 7 – Colmatação em diferentes pontos do meio filtrante.



Legenda: A com areia limpa, B, C e D após 806 dias de operação. Fonte: Adaptado de (Rodgers et al., 2004).

O preenchimento do espaço poroso ou colmatação de sedimentos pode ocorrer por quatro diferentes processos: acúmulo de substâncias, bactérias e microrganismos, atuando na conversão da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (colmatação biológica); filtração das partículas físicas em suspensão, tem destaque na acentuada redução de condutividade hidráulica

do meio poroso (colmatação física); reações envolvendo precipitação e causada por mudanças no perfil redox, pH e temperatura (colmatação química) e a redução da condutividade hidráulica com a retenção de ar/gases no espaço poroso (colmatação mecânica) (SOARES et al., 2019).

Além disso o efeito do preenchimento do espaço poroso através de processos biológicos, químicos, físicos e mecânicos é muito conhecido na literatura e pode afetar fortemente a proporção e volume de filtrado (BRINCK, 2009).

Para Remígio (2011), a principal característica do termo colmatação é o entupimento dos poros do meio filtrante. Independentemente do tipo de colmatação, seja físico, químico, mecânico ou biológico; o resultado condiz com perda na permeabilidade do leito em função da obstrução dos vazios entre os grãos do meio filtrante. Somado aos tipos de colmatação é importante ressaltar a estreita relação das mesmas com a distribuição granulométrica do leito poroso e as partículas suspensas, tal inter relação irá definir se haverá formação de colmatação externa (de forma mais superficial) ou colmatação interna (na profundidade do meio filtrante) (SOARES, 2015).

A relação entre tamanho e a distribuição de partículas suspensas é um fator também importante no processo, pois torna mais rápida a colmatação do leito, causando perda de carga no sistema (MURTHA et al., 1997).

A colmatação do meio filtrante pode variar da seguinte forma:

A) Colmatação física

A colmatação física ocorre pela infiltração e deposição de sedimentos finos (<2,00 mm) como areia, silte e argila no meio filtrante. É comandada pelas propriedades hidráulicas das águas, juntamente com a concentração, distribuição e o tamanho das partículas em suspensão, somadas às taxas de infiltração no sedimento (SOARES, 2015), que levam à diminuição da capacidade de drenagem do filtro (REMÍGIO, 2011). Isso se deve em razão da deposição de sedimentos nos espaços intersticiais ser capaz de reduzir a porosidade, e a condutividade hidráulica do meio poroso (SOARES; PIZZOLATTI, 2019).

Também pode ser caracterizada pelo desprendimento de partículas finas na camada superior do meio filtrante e a infiltração destas nos espaços intersticiais do substrato de cascalho ou areia (HUSTON et al., 2015). Este processo ocorre ao longo do tempo e pode comprometer a eficiência do sistema, em função da saturação dos poros do meio filtrante (REMÍGIO, 2011).

b) Colmatação Química

A colmatação química é causada por reações químicas entre as substâncias dissolvidas na água que percola o sistema e o leito filtrante. Tais reações formam precipitados que acabam reduzindo o espaço de drenagem entre os poros diminuindo o espaço disponível para a passagem do fluido (REMÍGIO, 2011).

Tal fenômeno é ocasionado não só por alterações de pH, capaz de interferir nos processos originando precipitações químicas, mas também por mudanças na temperatura do sistema, e disponibilidade ou não de oxigênio, que dão origem a precipitações de substâncias no meio poroso (SOARES, 2015). Segundo Bouwer (2002), o aumento no pH, causado, por exemplo, pela presença de algas no sistema, pode induzir a ocorrência de precipitações originando a colmatação químicas no leito.

A colmatação química pode ser influenciada por aumentos de temperatura, que diminuem a viscosidade da água e a solubilidade dos solutos dissolvidos na mesma, desta forma aumentos na temperatura tendem a alterar a disponibilidade de oxigênio presente na água, e a diminuição de oxigênio compromete a atividade biológica. Por consequência da carência de oxigênio, ocorre o desenvolvimento de processos anaeróbicos no local. Quedas de temperatura podem inverter tal situação.

Em seu estudo sobre parâmetros relacionados à obstrução de sistemas filtrantes, Wang et al (2014) apontam a interação microbiológica de bactérias na produção de compostos químicos como no caso das bactérias redutoras de ferro; relata ainda que pH, oxigênio e carbono orgânico dissolvido podem influenciar a estrutura da comunidade microbiana local e desta forma refletir no processo de colmatação.

c) Colmatação Mecânica

A colmatação mecânica acontece quando há formação e aprisionamento de gases normalmente formados pela atividade metabólica microbiana, que acarreta a diminuição da condutividade hidráulica em função da presença deste gás nos espaços porosos. Esta diminuição é atribuída ao bloqueio dos poros, devido ao aprisionamento de bolhas de metano produzido por bactérias em condições anaeróbicas (metanogênese), e também pode ocorrer pela desnitrificação, assim a produção de gás nitrogênio dá origem a bolhas de gás (LOZADA et al., 1994).

Na busca por descrever alguns dos mecanismos físicos pelos quais o gás acumulado dentro de um leito de rio pode afetar sua condição hidráulica e seu regime térmico, Cuthbert et al. (2010) elaboraram um experimento avaliando a zona hiporreica no leito de um rio. Os resultados demonstram a formação de bolhas de gás associadas à degradação biológica. Tais

bolhas reduzem o espaço do meio poroso e leva a reduções de porosidade efetiva e à alteração das propriedades térmicas.

d) Colmatação biológica

A colmatação biológica acontece pela ação biológica dos mais diversos microrganismos, demonstrando que o entupimento biológico é causado por biomassas impermeáveis e compostos não dissolvidos que são gerados pelas reações entre metabólitos microbianos e minerais como bactérias, fungos, algas, protozoários entre outros, encontrados no meio filtrante, ocasionando a colmatação dos espaços porosos através da retenção de partículas conforme a atuação e desenvolvimento do biofilme (ARNON et al., 2010). Segundo os autores, a formação do biofilme se dá pela agregação e atividade conjunta dos diversos microrganismos presentes no meio filtrante. Ele desempenha um papel fundamental no transporte de partículas em suspensão, pois aumenta a taxa de captura de partículas dispersas na superfície.

Em filtros de escoamento descendente, a atividade biológica é muito mais expressiva na parte superior do filtro, diminuindo conforme profundidade. Através dos mecanismos de transporte e por seu próprio movimento, microrganismos, como as bactérias, aderem à superfície dos grãos de areia do filtro na busca por alimento (PIZZOLATTI, 2014).

A intensidade de crescimento microbiológico no meio filtrante está diretamente relacionada ao tempo de utilização do sistema e à qualidade da água bruta (NHANCA et al., 2018). Decai em profundidade, porém, com o passar do tempo pode aumentar e assim colmatar o filtro, aumentando a perda de carga (CAMPOS et al., 2002).

Diversos grupos são responsáveis pela atividade biológica nos filtros de areia, como zooplâncton e colônias de bactérias, os quais crescem aderidos ao biofilme dos grãos de areia e atuam na remoção das mais diversas partículas, juntamente com a ação de protozoários atuantes na cadeia alimentar do sistema (FARIAS, 2012).

No estudo de Maciel et al. (2018), pela análise via MEV (Microscopia Eletrônica de Varredura), constatou-se uma diversidade ecológica nos primeiros centímetros do leito de areia, identificaram-se seres como: protozoários ciliados e flagelados, nematóides e anelídeos oligoquetas, metazoários rotíferos e crustáceos.

No biofilme, encontram-se diversos pontos de fixação para substâncias poliméricas extracelulares (EPS - *Extracellular Polymeric Substances*), polissacarídeos, proteínas e lipídeos, agrupados em formato de teias, capazes de acumular partículas orgânicas e

inorgânicas. Algumas bactérias como a *Pseudomonas aeruginosa* produzem tais substâncias e servem como base de sustentação para bactérias (MORITZ et al., 2010).

Três mecanismos importantes atuam na remoção biológica de patógenos, são eles: predação na comunidade microbiana aeróbia no *schmutzdecke*; predação pela atividade microbiológica abaixo do *schmutzdecke*; e de forma decrescente na coluna de areia, relacionada à baixa concentração de oxigênio e nutrientes (Huisman et al., 1974; YOUNG-ROJANSCHI et al., 2014; SINGER et al., 2017).

Segundo Nhanca et al. (2018), o desenvolvimento dos microrganismos depende das condições oferecidas pelo meio, como temperatura ambiente, disponibilidade de nutrientes e oxigênio, que são necessários ao metabolismo dos indivíduos e ao desenvolvimento das populações. Sua taxa de crescimento, está diretamente ligada na quantidade de matéria orgânica na água bruta, na taxa de filtração e ainda ao tamanho efetivo da areia.

Em caso de longa interrupção do fornecimento de água bruta ao sistema, a redução dos requisitos básicos de sobrevivência pode comprometer a existência de formas de vida no filtro e, desta forma, gerar problemas de qualidade na água filtrada (FARIAS, 2012). Períodos de residência superiores a 48 horas poderão levar ao esgotamento de nutrientes ocasionando falta de alimento à camada biológica (CAWST, 2012).

Quanto a questões como oxigenação, vitais aos processos aeróbicos, o estudo de Young-Rojanschi et al. (2014) verificou um maior concentração de Oxigênio Dissolvido (OD) nos primeiros centímetros do meio filtrante. Na filtração lenta, o oxigênio é consumido no processo de oxidação química ou pela atividade microbiológica (SOUZA, 2020).

Em seu estudo, Elliot et al. (2011) associam a redução da atividade microbiana ao declínio das concentrações de OD conforme a profundidade do meio (até 30 cm), o período de residência sugere a atividade de microrganismos aeróbios. As regiões com maior probabilidade de desenvolver zonas anaeróbicas, onde pode ocorrer a desnitrificação, localizam-se em maior profundidade e ainda no fundo do filtro, onde por ventura haja alguma porção de água remanescentes de ciclos de filtração anteriores (YOUNG-ROJANSCHI et al., 2015).

Para Zhang et al. (2018), a camada superior do filtro (*schmutzdecke*) tem como papel a interceptação e biodegradação aeróbia de poluentes. Enquanto as camadas mais inferiores associam-se à biodegradação anaeróbica. Fenômeno diretamente relacionado à distribuição de oxigênio e a sua assimilação pela comunidade microbiana em diferentes profundidades do filtro.

2.3.5 Um olhar para o *schmutzdecke* da camada biológica

No período inicial, de cerca de duas até quatro semanas (JENKINS et al., 2011), que é quando as populações se estabilizam (CAWST, 2012), ocorre a chamada fase de amadurecimento ou aclimatação (ARORA, 2017; SINGER et al., 2017), com a formação de um fino tapete viscoso no topo do meio filtrante, onde uma diversificada microbiota se desenvolve, colonizando a superfície do meio filtrante, chamada de biofilme ou *schmutzdecke* (capa de sujeira, em alemão). Lá partículas inertes, matéria orgânica e uma grande variedade de microrganismos se depositam na parte superior do leito de areia, formando uma camada fértil para bactérias, seus resíduos e materiais orgânicos assimilados. Esta camada é a principal barreira a qual a água sobrenadante atravessa e passa por processos biológicos como predação e degradação biológica (HUISMAN et al., 1974). Segundo os autores, a *schmutzdecke* é composta por inúmeras outras formas de vida microscópicas, as quais atuam na retenção, digestão e quebra da matéria orgânica que passa por ela.

Em termos microbiológicos, a areia preparada e utilizada como meio filtrante deve estar inativa no início de operação do filtro. A partir da inserção de água bruta, inicia-se o processo de crescimento microbiano e de maturação, onde a colonização acontece e os microrganismos atingem sua estabilidade (AGUILA et al., 2003; STÜPP et al., 2016).

Para um bom desenvolvimento microbiológico, são necessários nutrientes, oxigênio e temperaturas adequados. O crescimento das populações de microrganismos é limitado pela oferta de matéria orgânica trazida pela água bruta (RANJAN et al., 2018). As bactérias formam o principal grupo a compor o biofilme, aderidas à superfície dos grãos, atuam na degradação e transformação da matéria orgânica, fornecendo nutrientes para todos os níveis tróficos do sistema (HAIG et al., 2014).

De acordo com o estudo realizado por Lima et al. (2019), quanto mais desenvolvido o *schmutzdecke*, mais eficiente será o processo de filtração. Nela ocorrem processos de redução de patógenos, envolvendo processos de predação, competição por alimento e morte natural.

Organismos como fungos estão associados a seres invertebrados no *schmutzdecke*, através da cadeia trófica. Sua relação de simbiose com as algas está relacionada com a remoção de *E. coli*, todavia são necessários estudos mais aprofundados a respeito de tal atividade (HAIG et al., 2014; TANAKA et al., 2020).

2.3.6 Distribuição da colmatação biológica e seus efeitos ao longo do meio filtrante

O processo biológico é apontado como sendo o futuro do tratamento de água potável, principalmente nas regiões em desenvolvimento (HASAN et al., 2020). Quando se trata de filtro lento de areia, estudos indicam comunidades microbianas extremamente diversas tanto metabólica quanto filogeneticamente, e seu avanço em profundidade está associado à presença de gradientes químicos, capazes de operar mudanças na composição e a diversidade de estruturas dos consórcios microbianos (HAIG et al., 2014). Segundo Deschesne et al. (2007), heterogeneidades de habitat causadas por diferenças nas características físico-químicas, como por exemplo, vazios entre grãos de areia, podem dispersar nutrientes pelo meio filtrante, criando gradientes nutricionais.

O estudo de Liu et al. (2019) buscou demonstrar o crescimento microbiológico na profundidade de filtro lentos. Foram construídos três BSF, em escala laboratorial, com diâmetro de 0,2 metros e altura de 1,5 metros. Com três diferentes granulometrias de grão da areia, respectivamente de 0,15 - 0,3 mm, 0,3 - 0,9 mm, 0,9 - 1,35 mm; coeficiente de uniformidade 1,6; 1,8 e 1,3; e tamanho efetivo de 0,18 mm, 0,38 mm, 0,98 mm. O experimento foi executado com taxa de fluxo influente de 0,2 m/h e temperatura ambiente de 15 – 25 °C. A água necessária ao experimento foi preparada com adições químicas a fim de aumentar as concentrações de OD, Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Nitrogênio (N), turbidez, coliformes e demais bactérias aeróbicas. Após 150 dias, avaliou-se a camada *schmutzdecke*, visivelmente diferente em cor, da camada inferior; além de que, sua espessura se relaciona ao tamanho do grão, onde as colunas de mídia mais fina apresentaram a olho nu uma estruturação mais densa e agregada, inclusive com maior resistência ao toque. Já na coluna de maior granulometria do meio filtrante a *schmutzdecke* é mais simples. Através de análise em microscopia eletrônica de varredura e de DNA do biofilme, descobriram a existência de uma vasta camada eucariótica, dominada por protistas *Cercozoa*, protozoários ciliados e amebóides, microalgas verdes, estramenópilos e fungos do Filo *Ascomycota* e *Chytridiomycota* com ramificações mais profundas. Nesta camada ocorreu a maior remoção de coliformes. Apresentando uma acentuada diminuição bacteriológica até os 20 cm de profundidade. De 20 a 90 cm não houve verificação de grandes alterações no número de bactérias, este fenômeno se dá em função da baixa disponibilidade de nutrientes das camadas profundas e da eficiência do biofilme na retenção na superfície.

Conforme os resultados da pesquisa de Murtha et al. (1997), a remoção de partículas e bactérias acontece preferencialmente nos primeiros 30 cm do leito filtrante, a partir desta profundidade, torna-se pouco significativa, visto o decréscimo da existência de microrganismos em profundidade. Tal evidência indica a necessidade de espessura mínima de 40 cm para a eficácia na filtração. Pelo estudo de Stüpp et al. (2016), a existência de formas microscópicas

de vida acontece até 40 cm de profundidade no meio filtrante, alterando, conforme a profundidade, a qualidade e a quantidade de espécimes.

Nas colunas dos filtros no estudo de Pfannes et al. (2015), que pesquisaram a remoção de bactérias do tipo coliformes fecais, relataram que a maior remoção ocorrida foi dentro da camada do *schmutzdecke*, e ainda nos 5 cm abaixo dela. Em profundidades maiores houve pouca ocorrência de coliformes.

A atividade bacteriana abaixo de uma profundidade de 30 - 40 cm é pequena, mas ocorrem reações bioquímicas capazes de converter materiais orgânicos, como aminoácidos em amônia, nitritos e nitratos (RANJAN et al., 2018).

2.3.6.1 Efeitos da disponibilidade de Matéria Orgânica sobre a Camada Biológica

Sendo o *schmutzdecke* responsável pelo fornecimento de carbono para as camadas de areia subjacentes, é estimado que até 30 % da Matéria Orgânica (MO), sintetizada por algas na água sobrenadante e na superfície do filtro, seja consumida por bactérias. A distribuição de carbono em profundidade pode ser o produto tanto da difusão físico-química quanto de processos biológicos (CAMPOS et al., 2002).

Presente em águas superficiais e subterrâneas, a Matéria Orgânica Natural (MON) pode apresentar a forma particulada ou dissolvida. Segundo relatos, não há indicações de ser prejudicial à saúde humana; no entanto, altas concentrações de MO não são bem vindas no sistema, pois podem reagir com o cloro em meio ao processo de cloração e assim originar subprodutos da desinfecção prejudiciais à saúde humana, como trihalometanos e ácidos haloacéticos (HASAN et al., 2020).

A MO pode ser estimada em parâmetros como COT. Este é formado por substâncias húmicas que tem origem da degradação biológica e química dos resíduos da atividade de síntese microbiana, que compõem uma parte importante da MO dissolvida encontrada em ambientes aquáticos. Todavia, grande parte dos sistemas de tratamento de água, incluindo aqueles com tecnologia de ciclo completo, tem dificuldade em remover a matéria orgânica natural (REIS NETO, 2020).

Em se tratando de MO presente em uma fonte de água é necessário observar as concentrações para que não exceda o padrão para potabilidade e torne-se prejudicial ao consumo humano. No estudo de Zhang et al. (2018), foi abordada a eficiência de remoção de orgânicos no BSF. Nos primeiros dias de monitoramento, a taxa apresentou oscilações e tendência de aumento na remoção, isto relaciona-se à taxa de biodegradação; entretanto,

também podem causar o entupimento dos poros e afetar a eficiência do sistema. Porém, após 19 dias de operação do sistema, a taxa média de remoção estabilizou-se gradativamente, atingindo 60,41 %.

O carbono orgânico particulado (POC - *Particulate Organic Carbon*), encontrado no filtro, pode refletir o conteúdo de matéria orgânica, relacionado ao fornecimento de energia à atividade microbiana, sendo assim, indiretamente refletir a distribuição biológica. Inclusive, tanto POC quanto microrganismos diminuem gradualmente ao longo da profundidade. O grupo das *Archaeas* químico-heterotróficas contribui para a operação do filtro através remoção de carbono orgânico dissolvido da água afluyente, na camada *schmutzdecke* (WAKELIN et al., 2011).

2.3.6.2 Efeitos da Temperatura e da Taxa de Filtração sobre a Camada Biológica

O estudo de Nakhla et al. (2003) relata que, em havendo um aumento na taxa de filtração (ou carga hidráulica), o percentual de remoção de poluentes diminuiu na mesma proporção. Correlacionam-se também temperaturas mais altas, que causam diminuição da viscosidade da água, ao melhor desempenho na remoção de poluentes, afetando assim a atividade biológica. A explicação está relacionada à capacidade de adsorção física da camada de areia, que é a habilidade de certos sólidos em concentrar, na sua superfície, determinadas substâncias existentes em fluidos líquidos ou gasosos, possibilitando a separação dos componentes desses fluidos. Os componentes adsorvidos concentram-se sobre a superfície externa. Quanto maior for esta superfície externa por unidade de massa sólida, mais favorável será a adsorção (NASCIMENTO et al., 2014). Os autores sugerem ainda uma temperatura operacional adequada em torno de 25 °C, como sendo benéfica para a atividade.

Segundo Ranjan et al. (2018), baixas temperaturas podem reduzir a eficiência do sistema, visto que a temperatura influencia na velocidade das reações químicas e na taxa de metabolismo dos microrganismos. Com temperaturas de 2 °C ou menos, há queda da atividade bacteriana no consumo de protozoários, nematóides, *E. coli*, fazendo-se necessária a cloração para manter a qualidade da água produzida.

2.3.6.3 Diversidade Microbiana da Camada Biológica

O desenvolvimento microbiológico acontece de maneira diferenciada na profundidade do filtro. Ele está diretamente relacionado ao metabolismo bacteriano, disponibilidade de alimento, nutrientes e oxigênio, bem como suas variações ao longo da filtro. Isto se dá em função das características do meio filtrante relacionadas ao tamanho e à retenção de partículas na sua superfície, aliadas à locomoção dos organismos na busca pelas melhores condições nutricionais, que possibilitem o acesso microbiológico a diferentes profundidades do meio filtrante (CAMPOS et al., 2002; NAKAMOTO et al., 2014; SOUZA, 2020).

Na pesquisa de Wang et al. (2014), que avaliou características físicas e biológicas, além da remoção bacteriana no filtro, os autores apontaram a existência de populações microbianas nos mais diversos níveis de profundidade do meio filtrante. Dentre elas destacam-se os gêneros: *Candidatus Nitrosopumilus*, *Nitrospira*, *Thiobacillus*, *Sphingobacteria* e *Clostridia*, microrganismos atuantes no ciclo do nitrogênio. Também foram detectados seres anaeróbios ligados a oxidação de amônia. *Sulfuricella* e *Azoarcus* foram observados sendo que os mesmo podem atuar como bactérias desnitrificantes. O microrganismo fixador de nitrogênio (*Azospirillum*) foi observado em toda a profundidade do filtro.

No estudo realizado por Haig et al. (2015), em filtros lentos de areia, de uma estação de tratamento na Escócia, comprovou-se através de métodos moleculares mais modernos, como o sequenciamento do DNA (gene 16S rRNA), a existência de uma vasta diversidade microbiana nos filtros. Diversidade muito maior, com 36 filos e 239 famílias, do que demonstraram estudos anteriores (21 filos e 149 famílias encontradas). O estudo também demonstrou uma correlação da diversidade com parâmetros de qualidade da água tais como COD, NH₄ e OD. Além disso, observou-se uma relação direta com a idade dos filtros, onde demonstrou correlação positiva mais forte e ótima remoção de coliformes após a sétima semana de atuação, ou seja, após o tempo de maturação. À medida que os filtros envelhecem, aumenta o número e a diversidade de Unidades Taxonômicas Operacionais (OTU).

O mesmo estudo aborda a relação significativa entre a uniformidade na composição da comunidade microbiana e um excelente desempenho do sistema. Já um desempenho de menor qualidade seria atribuído a uma estrutura de comunidade desigual. Descobriu-se, portanto, que uma correlação mais forte com o desempenho da qualidade da água não se dá por um conjunto de diversas famílias, mas com a uniformidade geral da comunidade no filtro, conferindo maior robustez, estabilidade funcional e capacidade de adaptação ao ambiente; tal relação é dita como tão ou mais importante que a idade do filtro (HAIG et al., 2014).

Porém, para Lautenschlager et al. (2014), a grande diversidade microbiológica ao longo do leito filtrante, seja filogenética, enzimática e metabólica sugere a existência de uma alta

versatilidade das comunidades, permitindo assim que a comunidade microbiana se adapte a possíveis mudanças na qualidade da água e, também, em diferentes tipos de substratos.

2.4 ATIVIDADE ENZIMÁTICA COMO INDICADOR DE QUALIDADE DA FILTRAÇÃO BIOLÓGICA

Ao se avaliar a microbiologia em um meio poroso, observa-se que a relação da biomassa biológica com a atividade enzimática e a taxa de respiração celular, são indicadores sensíveis que podem ser utilizados no monitoramento ambiental (LUR et al., 2014; BRASIL, 2019). A existência de atividade biológica como indicador de colmatção biológica é evidenciada pela relação de microrganismos decompositores com partículas orgânicas presentes no sistema (MARTINS, 2021).

Microrganismos atuantes na decomposição dos resíduos orgânicos, e diretamente ligados à ciclagem de nutrientes pelo fluxo energético, estão presentes na transformação da matéria orgânica, em carbono e nutrientes minerais do meio poroso. Todavia, para melhor compreender o metabolismo das populações microbiológicas é preciso poder estimar a atividade enzimática e a respiração microbiana (BOWLES et al., 2014).

O processo de respiração consiste na oxidação biológica da MO em CO₂ realizada pelos microrganismos aeróbios, é considerada peça-chave dentro do ciclo do carbono nos ecossistemas. Uma das técnicas frequentemente usadas é a avaliação da respiração, capaz de quantificar a atividade microbiana em meio poroso, sendo muito bem relacionada ao conteúdo de matéria orgânica e biomassa microbiana. Esta medida da respiração, pode variar dependendo da disponibilidade do substrato, da umidade e da temperatura (ARAÚJO et al., 2007).

Diversos métodos são utilizados na avaliação da atividade enzimática, segundo Moreira et al. (2006), muitos envolvem incubação em condições adequadas de temperatura e umidade para que a atividade ocorra. Principais enzimas pesquisadas na mensuração da atividade são desidrogenases e nitrogenases.

Em comunidades aquáticas, organismos planctônicos se agrupam formando biofilmes e tapetes microbianos, onde produtores primários formam a cadeia alimentar convertendo micronutrientes que possibilitam a subsistência de microrganismos aeróbios e anaeróbios (NICOLAU, 2016).

Alguns dos principais indicadores microbiológicos do solo são: biomassa microbiana, taxa de respiração e a atividade enzimática do solo. Elas consistem em ferramentas úteis para mensurar a qualidade do solo. Em alguns casos, alterações na população e a atividade

microbiana podem preceder mudanças nas propriedades químicas e físicas, refletindo um claro sinal na melhoria ou na degradação do solo (ARAÚJO et al., 2007). A biomassa microbiana é um indicador que representa a parte viva da matéria orgânica do solo (JOHNSON et al., 1994).

A atividade enzimática dos microrganismos vem sendo estudada como bons indicadores da qualidade do solo, pois respondem de imediato a mudanças nas condições ambientais (como temperatura e umidade) e às comunidades microbianas associadas (PANDEY et al., 2014).

Lautenschlager et al. (2014) pesquisaram sobre a composição de comunidades bacterianas em filtros biológicos. Os autores analisaram a degradação do carbono orgânico com base na biodegradação, como função primária da biomassa do filtro. O COD derivado principalmente de substâncias húmicas (facilmente removidas), mas também agregado a outras substâncias como os polissacarídeos (substâncias com estruturas complexas), que demandam enzimas extracelulares para a degradação. Neste processo, a hidrólise enzimática de grandes compostos poliméricos ocorre antes da adsorção pelas bactérias. Observou ainda, uma alta correlação entre quantidade de biomassa ativa e atividade enzimática.

2.4.1 Avaliação da atividade enzimática pelo método da Hidrólise do Diacetato de Fluoresceína (FDA)

O modelo de análise da atividade enzimática através da hidrólise do diacetato de fluoresceína é considerado um método preciso, que vem sendo muito utilizado como indicador da atividade microbiana total em uma variedade de amostras ambientais e de qualidade do solo, evidenciando a presença de seres heterotróficos em seus substratos. O diacetato de fluoresceína (3',6' diacetilfluoresceína - FDA) é formado por radicais acetato, é incolor e, em reação, sofre hidrólise por enzimas, tanto livres quanto ligadas a membrana celular de seres vivos, e desta forma sofre desidratação, liberando a fluoresceína. (ADAM; DUNCAN, 2001; SCHUMACHER et al., 2015; JIAN et al., 2016).

Através da reação com enzimas, como proteases, lipases e esterases; ligadas à membrana celular de microrganismos, entre eles decompositores primários, como bactérias e fungos, torna-se possível a realização de estudos. Nesta técnica, ocorre a hidrólise do FDA por células microbiológicas que, na reação, liberam corante a base de fluoresceína, assim, as células viáveis ficam tonalizadas em um tom verde-amarelado reluzente, de luz ultravioleta, que pode desta forma, ser medido por equipamento de espectrofotometria, e, por fim, se mostra capaz de mensurar a atividade enzimática produzida por microrganismos (DICK et al., 1996).

O estudo de Akram et al (2015), que utilizou o método FDA para detectar organismos viáveis na água, relata que este teste é capaz de detectar a presença de organismos vivos na amostra, porém não fornece uma medida direta do número de organismos. Todavia, tal técnica é reconhecida por muitos pesquisadores como uma ferramenta poderosa para medir a atividade microbiana (SHAN et al., 2016).

2.4.2 Avaliação da atividade enzimática pela Desidrogenase Cloreto de 2,3,5-trifenil-tetrazólio (TTC)

É possível avaliar a atividade enzimática da desidrogenase utilizando, por exemplo, sais de tetrazólio, como o cloreto de 2,3,5-trifenil-tetrazólio (TTC) que atua na forma de um acceptor artificial de hidrogênio final na cadeia de transporte de elétrons. Neste processo, o TTC é reduzido para Trifenilformazan (TPF) de coloração vermelha, então este é extraído com o uso de um solvente orgânico como o metanol. A seguir é possível medir a intensidade da cor do extrato com utilização de espectrometria, que indicará a concentração de trifenilformazan produzido (MAŁACHOWSKA-JUTSZ et al., 2019).

Sais de tetrazólio são solúveis em água e incolores na forma oxidada (TTC), todavia, formam cristais de formazan vermelhos insolúveis em água após a redução (JUNILLON et al., 2014). Seu mecanismo de ação ocorre no sistema de transporte de elétrons da mitocôndria (POLICARPO, 2008), estando relacionado com a atividade respiratória celular (TANAKA et al., 2020).

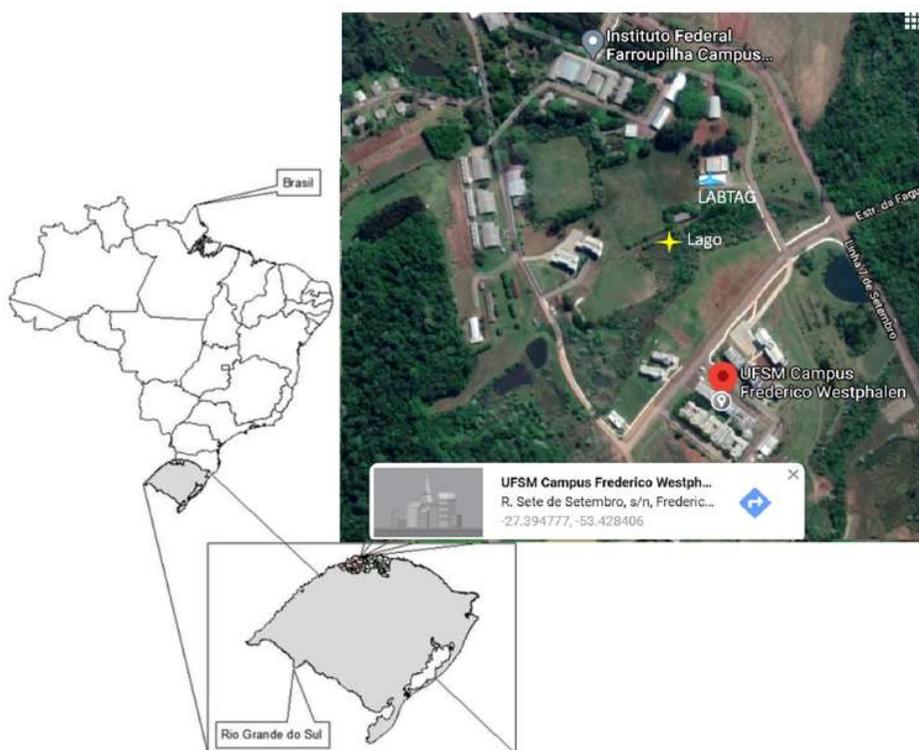
A biomassa microbiana é responsável por diversos processos biológicos e bioquímicos no meio poroso, como a decomposição e conversão de substâncias orgânicas na ciclagem de nutrientes. Atuantes nestes processos, encontram-se as desidrogenases, as quais são enzimas intracelulares que catalisam as reações de oxidação-redução necessárias para a respiração de compostos orgânicos, e estão relacionadas à respiração celular, capazes de indicar a atividade oxidativa microbiológica (ISO 2005, PEPPER et al., 2015).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 LOCAL DO ESTUDO

A Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen (UFSM/FW), com sua localização (27°39'47"S; 53°42'84"O) expressa na Figura 8, está situada no município de Frederico Westphalen, região sul do Brasil, noroeste do Estado do Rio Grande do Sul. O município, que pertence a Bacia do Rio Uruguai, está a 566 metros de altitude, possui população estimada de 31.498 habitantes e sua área territorial estimada é de 264.975 km² (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2020; PREFEITURA MUNICIPAL DE FREDERICO WESTPHALEN, 2021).

Figura 8 – Local do estudo.



Fonte: Adaptado de (Breuning et al., 2012) e Google Maps 2021

Todo estudo, desde a preparação dos materiais e operação dos pilotos, bem como as análises, foi realizado no período de junho de 2019 a fevereiro de 2020, no Laboratório de Tratamento de Água – LABTAG da UFSM/FW (Figura 8).

3.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO

Inicialmente, a Tabela 2 apresenta a relação descritiva dos materiais utilizados para a construção dos filtros pilotos. Após devidamente montados, cada filtro passou pelo teste de estanqueidade, a fim de verificar a existência de vazamentos.

Tabela 2 – Materiais utilizados na construção dos filtros pilotos.

Difusor	Disco perfurado
Corpo do filtro	Tubo série normal para esgoto DN 100
	Curvar 45° DN 100
	Luva de correr DN 100
	Anel de borracha DN 100
	Cap DN 100
Tubulação de saída	Tubo soldável DN 20
	Adaptador soldável com anel DN 20
	Joelho 90° soldável DN 20
	Registro esfera VS roscável DN 20
	União soldável DN 20
	Luva de redução soldável DN 20 X 25
	Tubo soldável DN 25
	Tê soldável DN 25
Joelho 90° soldável DN 25	

Fonte: Sorgato (2019).

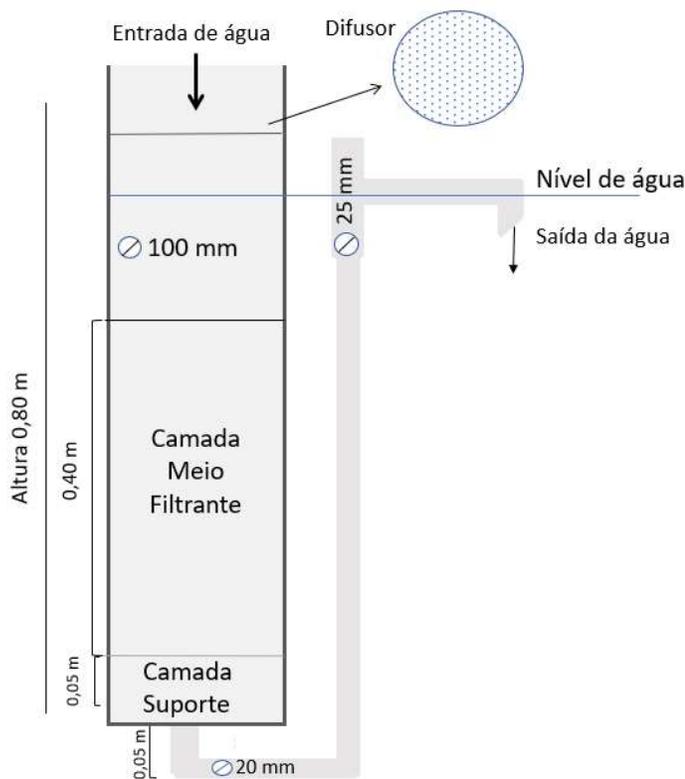
As seis unidades de filtro foram montadas conforme o modelo proposto por CASWT (2012). Cada coluna possui estrutura de 0,8 m de altura com diâmetro de 100 mm. Inicialmente foi disposta a camada suporte com 0,05 m, formada por pedregulhos do tipo pedra britada, limpa e seca em estufa, composta por três granulometrias diferentes, como é possível observar na Figura 13. Em sequência foi disposto o meio filtrante, composto por areia em duas granulometrias distintas (areias fina e média) de profundidade 0,4 m. Em três colunas utilizou-se Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e, em outras três, Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), ou seja, em triplicata. Em torno de 15 cm acima do meio filtrante, dispunha-se o difusor de água bruta do sistema, para proteger a camada biológica superficial, e evitar a formação de caminhos preferenciais através do meio filtrante.

A água bruta era inserida no sistema pela parte superior, seguindo fluxo descendente, percolando via difusor e se depositando sobre a camada de areia (meio filtrante), e então seguia-se o processo de filtração e posterior saída de água filtrada do sistema (Figura 09).

A tubulação de saída, responsável por transportar a água filtrada da saída do filtro até o coletor, teve altura definida em relação à altura da carga hidráulica no meio filtrante. Constituída em PVC de 20 mm, a mesma possuía uma ampliação na parte final (25 mm), em função do acesso da sonda multiparâmetro, para a realização da análise diária de qualidade da água (Figura 09).

Cada coluna de filtração foi disposta sob um suporte de metal (pé) com cerca de 0,20 m de altura, que serviu como base de sustentação do filtro. Uma estrutura de madeira foi colocada em frente às colunas para servir como base para os recipientes de captação da água filtrada (Figura 09).

Figura 9 – Desenho esquemático do filtro.



Legenda: Sem escala. Fonte: a autora (2020).

A Figura 10 apresenta as colunas em operação no LABTAG, com suas devidas identificações numéricas (de um a seis), além das informações granulométricas.

Figura 10 – Imagem dos seis filtros montados no início da fase de análises.



Fonte: a autora (2020).

3.3 PREPARAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO MEIO FILTRANTE

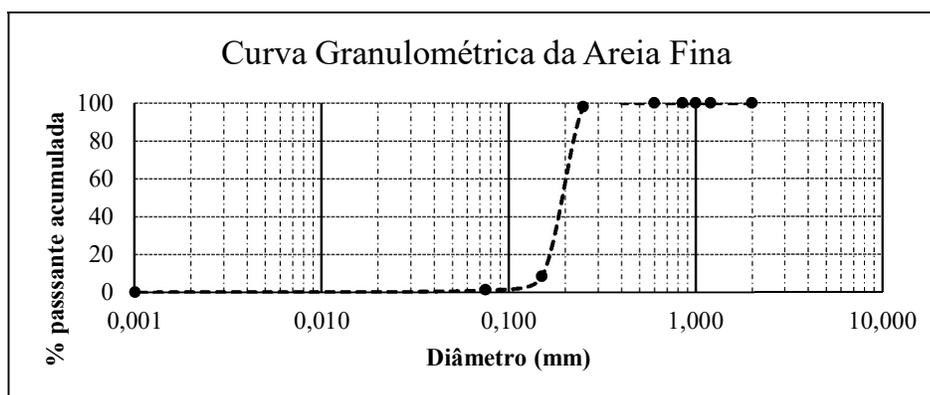
Com o objetivo de avaliar o efeito sobre a qualidade da água e o processo colmatativo biológico, neste estudo optou-se por utilizar areia de granulometria fina e média de diferentes tamanhos efetivos (d_{10}). Em paralelo, o meio filtrante foi propositalmente preparado com um coeficiente de uniformidade baixo, a fim de avaliar também um possível arraste de partículas ao longo do meio filtrante, o avanço microbiológico e, conseqüentemente, o processo de colmatação ao longo da coluna.

Todo material filtrante foi formado por areia adquirida em loja de venda de materiais de construção. Para o desenvolvimento do processo, a areia foi lavada em água corrente, e seca em estufa a 105°C. Seguindo a NBR 6457 (ABNT, 1986), posteriormente realizou-se o peneiramento com uso de um agitador mecânico de peneiras por 20 minutos (Edutec EEQ9029A), utilizando peneiras Bertel nas aberturas 10; 16; 20; 30; 40; 60; 100 e 200. Para a pesagem das peneiras e do material peneirado foi utilizada uma balança de bancada (PRIX AS220).

3.3.1 Características físicas do meio filtrante

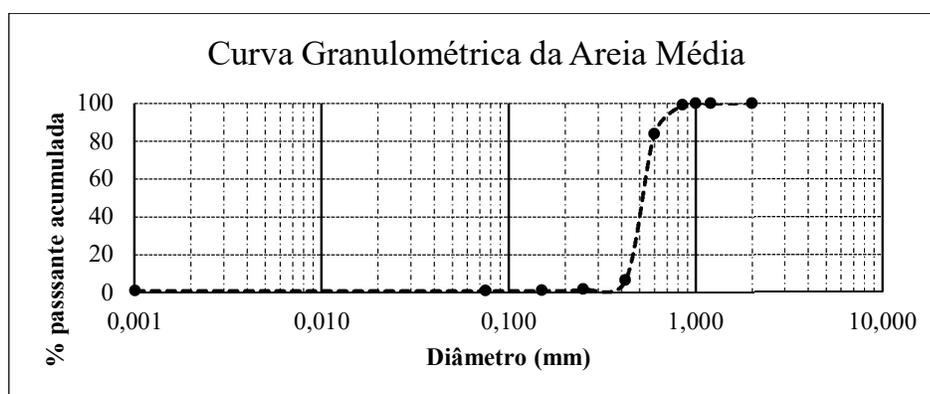
Toda areia preparada para ser utilizada nos filtros lentos domésticos foi submetida ao peneiramento como forma de obter suas características físicas. As curvas, conforme as duas granulometrias utilizadas no experimento, são apresentadas nas Figura 11 e Figura 12.

Figura 11 – Curva Granulométrica da Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm).



Fonte: a autora (2020).

Figura 12 – Curva Granulométrica da Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm).



Fonte: a autora (2020).

Com base nestas curvas, foi possível determinar o diâmetro efetivo (d_{10}), calcular o CNU ou CU (Equação 1), o CC (Equação 2) de cada amostra analisada, conforme demonstra a Tabela 3.

$$CU = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (1)$$

$$CC = \frac{d_{30}^2}{d_{60} \cdot d_{10}} \quad (2)$$

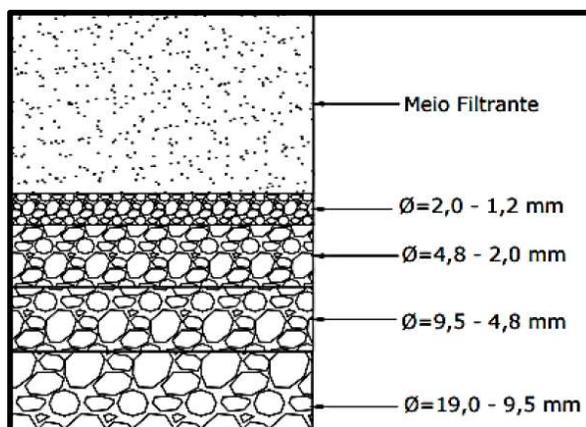
Tabela 3 – Características físicas do meio filtrante.

Características do meio filtrante	Areia Fina	Areia Média
D ₁₀ (mm)	0,16	0,45
D ₃₀ (mm)	0,18	0,48
D ₆₀ (mm)	0,20	0,54
CNU	1,25	1,20
CC	1,01	0,94
Colunas/Filtros	1 - 2 - 3	4 - 5 - 6
Taxa de filtração inicial	1,19 x 10 ⁻⁴ m/s	5,39 x 10 ⁻⁴ m/s

Fonte: a autora (2020).

A camada suporte, formada por cinco centímetros de pedra britada, tem a função de reter o meio filtrante, evitando sua saída pela tubulação. Todo este material foi limpo com água corrente e seco em estufa à 105 °C por 24 horas. Após, realizou-se a segregação do pedregulho, conforme a orientação da NBR 6.457/1986 (ABNT, 1986), com auxílio de peneiras Bertel com aberturas de 16, 10, 4, 3/8 e 3/4. Composta de camadas de 1,25 cm de granulometrias em diâmetros de 1,2 mm a 19 mm conforme a Figura 13, onde é possível perceber as variações de tamanho que compõem a camada suporte, servindo de sustentação para o meio filtrante.

Figura 13 – Camada Suporte.



Fonte: adaptado de (Martins, 2021).

3.4 PREENCHIMENTO DOS FILTROS

Primeiramente, inseriu-se uma pequena tela com abertura aproximada de 2 mm no fundo de cada coluna, a fim de impedir a saída de britas pela tubulação de saída. Então, foi acrescentada a camada suporte com 5 cm de base idêntica em todos os pilotos, nas granulometrias de pedregulho apresentadas no capítulo 3.3, ou seja, 1,25 cm de altura para cada granulometria selecionada.

Para se minimizar os efeitos da densidade, totuosidade e aprisionamento de bolhas de ar no interior do meio filtrante, o preenchimento das colunas seguiu metodologia específica descrita por Soares (2015). Cada filtro foi lenta e cuidadosamente preenchido onde adicionaram-se pequenas quantidades de meio filtrante (cerca de 150 gramas por vez) e água destilada em contrafluxo, seguida da compactação, com um número de batidas definidas, com auxílio de um pistão de madeira. Em paralelo, através de batidas na lateral externa do filtro, tentou-se expelir as bolhas de ar aprisionadas no meio filtrante. Este processo foi realizado até o completo preenchimento das colunas (40 cm). Foram utilizadas triplicatas de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) (filtros: F1, F2 e F3) e Areia Média $d_{10} = 0,45$ mm (filtros: F4, F5 e F6).

A quantidade de areia utilizada nas colunas foi pesada individualmente para, em seguida, realizar o cálculo de densidade de cada uma, conforme descrito na Tabela 4.

Tabela 4 – Densidade dos meios filtrantes de cada filtro.

Filtros	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Densidade (kg/m³)	1.666,21	1.663,41	1.697,04	1.655,96	1.645,06	1.638,54
Média	1.675,553			1.646,52		

Legenda: Filtros contendo areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm): F1, F2 e F3. Filtros contendo areia média $d_{10} = 0,45$ mm: F4, F5 e F6. Fonte: A autora (2020).

3.5 OPERAÇÃO DO FILTRO

A operação dos filtros lentos domésticos, que possuem fluxo descendente, ocorreu de forma intermitente com alimentação a cada 24 horas. Deste modo, foi inserido 1,2 litros de água bruta, com tempo de retenção de 24 horas dentro da coluna, que sairá após a inserção de um novo volume de água bruta inserido. Iniciou-se a atividade dos seis filtros no dia 08 de outubro de 2019 com término no dia 06 de fevereiro de 2020.

Na primeira semana de operação, os filtros foram alimentados com água destilada, uma vez ao dia, para que possíveis resíduos remanescentes da fase de montagem das colunas fossem removidos. Esse período não foi contabilizado no período de análises.

A água bruta utilizada foi captada manualmente de uma pequena represa dentro do campus. Esta represa fica localizada a 90 m do LABTAG, tem área aproximada de 264 m², e cerca de 2 m de profundidade. Diariamente, com auxílio de frascos e galões, realizava-se a captação manual de água bruta neste local (Figura 14), num lago de área de preservação permanente. A mesma era transferida para o laboratório, onde então inseria-se cuidadosamente 1,2 litros de água bruta na parte superior do filtro, com auxílio de uma proveta graduada. O volume de água utilizada foi definido seguindo o estudo realizado anteriormente por Sorgato (2019).

Figura 14 – Lago e coleta da água bruta.



Legenda: (A) coleta diária de água bruta no lago da Universidade, (B) mesmo lago em condições de alta turbidez. Fonte: a autora (2020).

Definiu-se a realização da limpeza do filtro através da raspagem de dois centímetros do *schmutzdecke*, quando a porcentagem de água filtrada atingisse 80% do volume de água bruta adicionada ao filtro (SORGATO et al., 2019).

3.6 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS HIDRÁULICOS E DE QUALIDADE DA ÁGUA DO SISTEMA

3.6.1 Parâmetros de qualidade da água avaliados

Os parâmetros de qualidade de água têm como base os estabelecidos na Portaria GM/MS Nº 888 (BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2021). As análises realizadas tanto em água bruta quanto em água filtrada seguiram os padrões internacionais conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (STANDARD METHODS: APHA, 1985). Os parâmetros físicos analisados foram turbidez, temperatura, cor aparente e verdadeira, e os parâmetros químicos incluíram OD, pH e condutividade elétrica.

As coletas de água filtrada para análises diárias eram realizadas com a coleta de uma amostra do filtrado de cada coluna, utilizando um Becker graduado de 100 mL. A amostra era analisada nos seguintes aspectos: turbidez, cor aparente e verdadeira. Os demais parâmetros, como condutividade elétrica, pH, temperatura e OD, eram medidos na própria tubulação de saída com auxílio da sonda multiparâmetro, cujas marcas e modelos dos aparelhos são apresentados na Tabela 5.

Todos os seis pilotos estiveram em atividade e suas produções foram analisadas durante 115 dias. Diariamente fora alimentada uma planilha eletrônica. As análises diárias seguiram com o intuito de observar possíveis limites do sistema de tratamento de água, onde picos elevados de turbidez da água bruta pudessem afetar a qualidade da água tratada. Os parâmetros analisados durante o período de monitoramento encontram-se elencados na Tabela 5.

Tabela 5 - Parâmetros de qualidade da água monitorados, equipamentos utilizados e precisão dos métodos.

Análise realizada	Marca e modelo	Precisão do equipamento	Gama de medição
Turbidez	Turbidímetro Hach modelo 2100Q	±2%	0-1000 NTU
Cor aparente e verdadeira	Colorímetro Hach modelo DR900 e membrana Pall Corporation modelo GN-6 Metricel	±0,005 Abs em 1,0 Abs nominal	0-2 Abs
Condutividade elétrica	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d e sonda Hach CDC401	± 0.5%	1 µS/cm – 200 mS/cm
Oxigênio dissolvido	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d e sonda Hach LDO101	±0,1 mg/L para 0 a 8 mg/L; ± 0,2 mg/L para mais de 8 mg/L	0,1 a 20,0 mg/L
pH	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d e sonda Hach pH101	±0,02 pH	pH 2 a 14
Temperatura	Medidor Multiparâmetros Hach modelo HQ40d e sonda Hach pH101	±0,3°C	0 a 50°C

*A cor verdadeira foi monitorada a cada dois dias a fim de otimizar o trabalho em função dos custos com o material. Fonte: (Hach, 2021) *apud* (Martins, 2021).

3.6.2 Parâmetros Hidráulicos Avaliados

Com o intuito de avaliar uma possível queda da taxa de filtração devido ao processo de colmatção, a mesma foi diariamente calculada, considerando o tempo em que 50 mL de água filtrada passava pelo sistema. A partir dos cálculos de vazão e determinação da área transversal de filtração, utilizou-se a Equação 3 para determinar a taxa de filtração diária do sistema. A taxa de filtração inicial na Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm), foi de $1,19 \times 10^{-4}$ m/s, e taxa de filtração inicial na Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), foi de $5,39 \times 10^{-4}$ m/s, foram ambas determinadas previamente com água destilada.

$$Tx = \frac{Q}{A} \quad (3)$$

Onde:

Q = vazão em m³/d; A = área transversal em m² e Tx = taxa de filtração em m³/m².d

Avaliou-se também a evolução do processo colmatativo pela determinação da condutividade hidráulica (K) (m/s).

A condutividade hidráulica (K) foi calculada utilizando a equação de Darcy com carga hidráulica variável, sendo que a mesma é representada pela velocidade com que a água atravessa o meio filtrante (Equação 4). Para o cálculo dos valores de K foi necessário obter os dados de H_i (carga hidráulica inicial em centímetros), H_f (carga hidráulica final em centímetros) e T (tempo em segundos). Os parâmetros foram obtidos da seguinte forma: ao colocar a água no filtro, imediatamente iniciou-se a cronometragem do tempo. O valor de H_1 foi anotado com auxílio de uma régua presa na parte interna do filtro, considerado assim como nível inicial da água. H_f representou o nível final, após o processo da filtração. Os valores de K foram posteriormente corrigidos para uma temperatura de 10 °C, para amemizar os efeitos da viscosidade sobre os resultados, utilizando uma tabela de viscosidade vs. temperatura conforme a metodologia estudada por (MCKENZIE et al., 2002) e comparativos de viscosidade e temperatura apresentados por (ALEKSANDROV et al., 1974).

$$K = \frac{L}{T} \times \ln\left(\frac{h_i}{h_f}\right) \quad (4)$$

Onde:

L = altura do meio filtrante em m; T = tempo em s; h_i = carga hidráulica inicial em m; h_f = carga hidráulica final em m e K = condutividade hidráulica em m/s.

3.7 ANÁLISE ENZIMÁTICA E ORGÂNICA DO MEIO FILTRANTE

Após o período de 115 dias de monitoramento, encerrou-se a operação dos filtros. Utilizando ferramenta específica, o meio filtrante foi cuidadosamente removido por camadas ao longo de sua profundidade. Após devidamente armazenadas, todas as amostras foram encaminhadas para análise enzimática, através da hidrólise de FDA e TTC, além de análise do teor de matéria orgânica.

3.7.1 Coleta, preparação e armazenamento das amostras

O procedimento foi realizado da seguinte maneira: cada piloto teve sua válvula de saída aberta, de forma que lentamente toda a água pudesse escoar, através de gotejamento. Após este

processo, iniciou-se a raspagem das camadas, com o auxílio de colher Figura 15. Realizou-se a coleta de 10 amostras de cada filtro, de acordo com as seguintes camadas em suas respectivas profundidades em cada um dos pilotos: camada A = 0 a 2 cm de profundidade; B = 2 a 4 cm; C = 4 a 6 cm; D = 6 a 8 cm; E = 8 a 10 cm; F = 15 a 17cm; G = 20 a 22 cm; H = 30 a 32 cm; I = 40 - 42 cm e J = 42 a 44 cm.

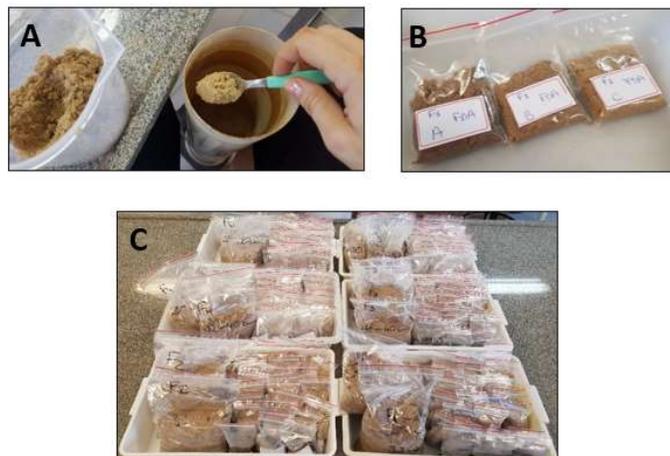
Figura 16 – Camadas coletadas ao longo do meio filtrante.

Profundidade das Camadas: A, B, C, D, E, F, G, H, I, J	A = 0 – 2 cm
	B = 2 – 4 cm
	C = 4 – 6 cm
	D = 6 – 8 cm
	E = 8 – 10 cm
	F = 15 – 17 cm
	G = 20 – 22 cm
	H = 30 – 32 cm
I = 40 – 42 cm	
J = 42 – 44 cm	

Fonte: a autora (2020).

Ao todo 10 amostras de cada filtro foram coletadas, perfazendo um total de 60 amostras. Cada uma das 60 amostras foi subdividida em três partes, para desta forma aplicar os testes enzimáticos FDA e TTC (em triplicata). Também foi realizada a separação de uma amostra para o branco padrão de cada teste (Figura 17).

Figura 17 – Amostras devidamente separadas e embaladas.



Legenda: (A) Momento da raspagem das camadas, (B) Demonstrada cada camada devidamente embalada, (C) Cada bandeja contém as amostras de um filtro. Fonte: a autora (2020).

Cada amostra foi devidamente acondicionada em embalagem plástica transparente (Figura 17), hermeticamente fechada e identificada. Após coletada e acondicionada, todas as amostras foram transferidas para um refrigerador onde permaneceram por seis dias, resfriadas à 4 °C para preservar a integridade biológica.

3.7.2 Do ensaio de Hidrólise de Diacetato de Fluoresceína (FDA)

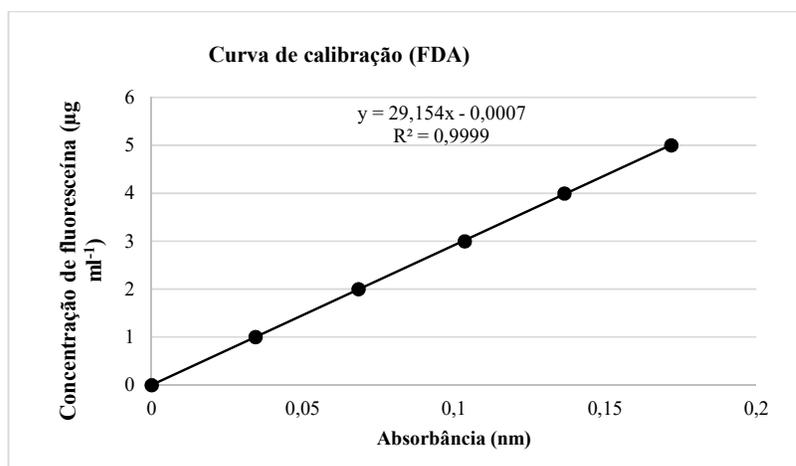
Seguindo a metodologia proposta por Adam e Duncan (2001), e realizando o experimento em triplicata, foram adicionados, em tubos Falcon de 50 mL, 2 g da amostra de meio filtrante, pesados em balança analítica PRIX AS220 e acrescentado 15 mL de solução de fosfato de potássio (pH 7,6). A esta mistura foi adicionado 0,2 mL da solução de diacetato de fluoresceína de 1000 µg, a fim de iniciar a reação (em triplicatas). A amostra branco não recebeu a solução de FDA.

Os tubos bem fechados foram agitados manualmente, e após 20 minutos à temperatura de 25 °C foram levados até a capela exaustora, onde adicionaram-se 15 mL de solução clorofórmio/metanol para cessar a reação de hidrólise. Os frascos foram fechados e inseridos em centrífuga (EXCELSA II 206BL) para agitação à 2000 rpm durante 3 minutos.

Retirados os tubos da centrífuga, separou-se o sobrenadante através de filtração à vácuo, com papel qualitativo (J. Prolab). As amostras foram então transferidas para medição da densidade óptica do sobrenadante em espectrofotômetro (Spercord 50 Plus, Analytik Jena), de comprimento de onda 490 nm. A concentração liberada de fluoresceína foi determinada com o

uso da curva de calibração conforme demonstra a Figura 18, com padrões de fluoresceína de 0 a 5 $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$, e absorvância (nm), os resultados dados em termos de fluoresceína em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de amostra.

Figura 18 – Curva de calibração do FDA.



Fonte: a autora (2020).

Considerando a absorvância dos brancos (amostra sem substrato), em algumas amostras houve um valor diferente de zero e este foi descontado das amostras completas. Conforme diversos autores indicam, os valores de absorvância devem ser descontados dos resultados finais (GREEN et al., 2006; JIAN et al., 2016; SIMPSON et al., 2004; SWINSHER; CARROLL, 1980; MARTINS, 2021). Em função disto, em alguns casos, a concentração final ficou negativa, indicando influência de ruído de absorvância de fundo das amostras, então foram igualadas a zero em concentração de fluoresceína.

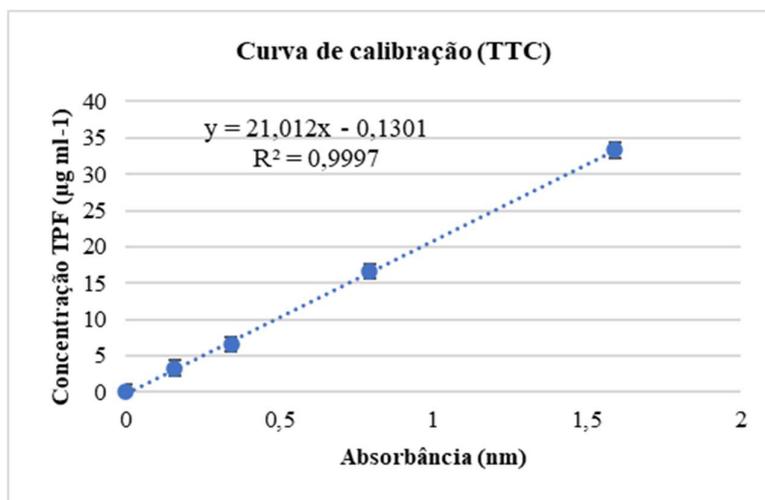
3.7.3 Do ensaio da Desidrogenase do Cloreto de 2,3,5 Trifeniltetrazólio (TTC)

De acordo a metodologia específica para o ensaio enzimático do Cloreto de 2,3,5 Trifeniltetrazólio TTC (INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARTIZATION, 2005), utilizaram-se 5 gramas de amostra de meio filtrante, em frascos de vidro, pesados em balança analítica PRIX AS220. A partir desta etapa, todo processo foi realizado sem a presença de luz. A cada amostra (com triplicata) foram adicionados 5 mL da solução TTC 0,1 %. Para amostras dos brancos, foram adicionados 5 mL de solução Tris Buffer (pH 7,6). Todos os

frascos foram fechados e incubados a 25 °C por 16 h. Após esta etapa, como forma de cessar a reação, adicionaram-se 25 mL de acetona a cada amostra, permanecendo no escuro por mais 2 horas, sofrendo agitação manual de hora em hora. Na sequência, realizou-se a filtração a vácuo com papel filtro qualitativo (J. Prolab), e o produto foi avaliado espectrofotometricamente à 485 nm a fim de determinar a concentração de TPF.

Utilizou-se a curva de calibração com padrões entre 0 e 33,3 $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$, para calcular a concentração de TPF, a partir da absorbância (nm), os resultados em termos de TPF apresentam-se em $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$. Na Figura 19, observa-se a curva de calibração do TTC utilizada neste experimento.

Figura 19 – Curva de calibração do TTC.



Fonte : a autora (2020).

A equação utilizada no método leva em conta, além dos brancos, o volume de reagentes utilizados, a massa da amostra e ainda o tempo de incubação. O resultado traduz a atividade de desidrogenase dada em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de amostra. Da mesma forma, como em FDA, os valores das amostras de alguns brancos tiveram concentrações muito baixas, previstas inclusive na metodologia, que por sua vez, indica a subtração destes brancos da média para a equação do método. Então, em alguns poucos pontos de amostras, onde a concentração média de TPF foi menor que dos brancos, foi considerada concentração de TPF igual a zero.

Na Figura 20, observa-se um tubo de ensaio contendo uma amostra teste, realizada anteriormente ao experimento com sedimento do fundo do lago, através dela é possível evidenciar a liberação do formazam vermelho.

Figura 20 – Resultado de teste do TTC com liberação de TPF.



Fonte: a autora (2020).

Para os métodos utilizados neste experimento, o limite de detecção, conforme estabelecido pela Anvisa (2003), correspondeu a $2,97 \times 10^{-5} \mu\text{g.mL}^{-1}$ para TTC e $1,74 \times 10^{-1} \mu\text{g.mL}^{-1}$ para FDA, estes valores representam a menor quantidade de analito que pode ser detectada, mas não exatamente quantificada. Em amostras onde a concentração de TPF liberado foi menor que este limite de detecção, indicou-se valor zero.

3.7.3.1 Avaliação do teor de umidade

Para a realização do ensaio e análise do teor de umidade das amostras, dado fundamental para o cálculo do TTC, utilizou-se a fórmula da Equação 4, com base metodológica para determinação da umidade (ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 6457), planilhas *Excel*® foram utilizadas para anotação de todos os valores das pesagens.

As amostras, em triplicata, foram pesadas em cadinhos de porcelana, em balança analítica PRIX AS220, utilizando-se 20 gramas do meio filtrante. Posteriormente estas amostras foram secas em estufa por 24 horas a 105 °C. Na sequência, as amostras foram transferidas para os dessecadores, onde permaneceram até atingir a temperatura ambiente, e então encaminhadas para nova pesagem. De posse dos valores relativos aos pesos, partiu-se para os cálculos, conforme a Equação 4, e realizou-se as médias aritméticas da umidade das camadas.

$$h = \frac{(M_1 - M_2)}{(M_2 - M_3)} \times 100 \quad (4)$$

Onde:

h = teor de umidade, em %; M_1 = massa da amostra úmida, somado com a massa do recipiente, em g; M_2 = massa da amostra seca, somado com a massa do recipiente, em g e M_3 = massa do recipiente, em g.

3.7.3.2 Avaliação do teor de matéria orgânica

Analisou-se o ensaio e cálculo do percentual de matéria orgânica em perda de peso por ignição, método que utiliza temperaturas elevadas, de acordo com a metodologia sugerida por Adam e Duncan (2001). As amostras, após o processo de análise do teor de umidade, foram novamente pesadas em cadinhos de porcelana, em balança analítica PRIX AS220, com 20 g do meio filtrante, em triplicata e descontados os pesos dos recipientes. Foram então colocadas por 6 horas em Mufla (MODELO SP2707-20-7RP) à 500 °C. Após o resfriamento em dessecadores, pesou-se cada amostra, descontando os valores dos cadinhos.

O percentual de matéria orgânica perdido por ignição foi quantificado subtraindo o peso final da amostra, pelo peso da amostra antes da ignição. Conforme a metodologia Adam e Duncan (2001), o resultado foi dividido pelo peso antes da ignição e o valor multiplicado por cem, a fim de obter a perda por ignição (LOI), Equação 5. Calculou-se a média das triplicatas, a fim de obter o valor de cada camada do filtro.

$$\text{Teor de matéria orgânica} = \frac{(M_1 - M_2)}{M_1} \times 100 \quad (5)$$

Onde:

M_1 = massa da amostra seca, em g e M_2 = massa da amostra pós mufla, em g.

Todos os dados foram registrados no *Microsoft Excel*®. Onde através da criação de gráficos, foi possível obter o entendimento e análise dos dados.

3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

O período de avaliação foi dividido em quatro fases. Em cada dia foi realizada uma avaliação de água bruta e três avaliações em cada tipo de filtro, que compuseram uma média do dia. Dessa forma, para a análise de variância, cada dia dentro de cada fase foi considerada uma repetição para cada tratamento (água bruta – testemunha, filtro $d_{10} = 0,16$ mm e filtro $d_{10} = 0,45$ mm). A seguir, para cada variável (turbidez, cor aparente, cor verdadeira, oxigênio dissolvido, pH, temperatura e condutividade) foi realizada a análise de variância (Anova) em esquema bifatorial no delineamento inteiramente casualizado (DIC), usando o modelo matemático: $Y_{ijk} = \mu + ai + dj + (ad)ij + \varepsilon_{ijk}$. Neste modelo, Y_{ijk} é o valor médio observado da variável resposta na combinação ijk , μ é a média geral, ai é o efeito aleatório do nível i do fator fase, dj é o efeito fixo do nível j do fator tipo de filtro, $(ad)ij$ é o efeito da interação da fase e do tipo de filtro e ε_{ijk} é o efeito do erro experimental, considerado normal e independentemente distribuído com média zero e variância comum σ^2 (Storck et al. 2016). A seguir, as médias das fases e as médias dos filtros foram comparadas entre si pelo teste de *Tukey*. Na variável cor verdadeira, foi realizada a análise com número desigual de leituras entre as fases, em esquema desbalanceado. Para as variáveis taxa de filtração e relação K10/K0 procedeu-se as mesmas análises supracitadas, onde apenas não foi utilizada a água bruta como um dos tratamentos, dado que estas variáveis foram calculadas utilizando a água bruta como referência nos dois tipos de filtros.

Para a análise enzimática e orgânica do meio filtrante (MO, TTC e FDA), foi realizada a análise de variância no delineamento inteiramente casualizado (DIC), no mesmo modelo matemático bifatorial anteriormente descrito, onde ai é o efeito fixo do nível i do fator tipo de filtro (filtro $d_{10} = 0,16$ mm e filtro $d_{10} = 0,45$ mm), dj é o efeito fixo do nível j do fator camada do filtro e $(ad)ij$ é o efeito da interação do tipo de filtro e camada do filtro. A seguir, as médias das camadas e as médias dos filtros foram comparadas entre si pelo teste de *Tukey*. Todas as análises foram realizadas a 5% de probabilidade de erro com auxílio dos softwares Sisvar (Ferreira, 2011) e BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007) e do aplicativo Microsoft Office Excel®.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os principais resultados obtidos através desta pesquisa. Com ênfase em alcançar os objetivos específicos propostos, montou-se o sistema de filtração lenta intermitente para, na fase inicial, monitorar a qualidade de água bruta e de água filtrada conforme os parâmetros elencados na metodologia. Em paralelo, os parâmetros hidráulicos taxa de filtração e condutividade hidráulica foram monitorados para avaliar o processo colmatativo. Na segunda fase deste estudo, a colmatação biológica foi investigada através da análise do teor de matéria orgânica e dos testes enzimáticos FDA e TTC. Enfim, uma abordagem estatística dos dados foi realizada.

4.1 MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO SISTEMA DE FILTRAÇÃO SELECIONADOS

4.1.1 Desempenho global do sistema

Na primeira etapa do estudo verificou-se o comportamento dos filtros, durante o período de outubro de 2019 a fevereiro de 2020, observando inicialmente com a etapa de maturação que, segundo Pizzolatti (2014), representa o período de monitoramento onde ocorre a formação da camada biológica, desenvolvendo assim o *schmutzdecke* e sua ação positiva na melhoria da qualidade da água produzida no sistema. Com um total de 115 dias de acompanhamento, divididos em quatro fases (fase 1, fase 2, fase 3, fase 4), para posteriormente facilitar a visualização das fases nos gráficos, visto da extensão do projeto.

Observa-se na Tabela 6 valores de parâmetros físico-químicos da água bruta e filtrada monitorados diariamente durante o período de estudo, no laboratório da Universidade. São eles: turbidez, cor aparente e verdadeira, oxigênio dissolvido, pH e temperatura. Realizou-se as médias das triplicatas dos pilotos com meio filtrante formado por Areia Fina $d_{10} = 0,16$ mm (F1, F2 e F3) e por Areia Média $d_{10} = 0,45$ mm (F4, F5 e F6).

Tabela 6 – Resumo das variáveis analisadas da água bruta e tratada monitoradas no experimento.

Parâmetros físicos e químicos	Água bruta	F1, F2 e F3 ($d_{10} = 0,16$ mm)	F4, F5 e F6 ($d_{10} = 0,45$ mm)
Turbidez (NTU)	12,64 ^(a) ±18,67 ^(b) (n=115) ^(c)	2,54±1,22 (n=345)	2,31±3,66 (n=345)
Cor Aparente (uC)	187,7±171,52 (n=115)	48,93±39,33 (n=345)	48,16±38,10 (n=345)
Cor Verdadeira (uC)	65,01±70,89 (n=76)	33,37±21,96 (n=228)	34,15±22,16 (n=228)
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	4,77±3,03 (n=115)	2,36±2,28 (n=345)	1,93±2,08 (n=345)
pH	7,17±0,19 (n=115)	7,17±0,18 (n=345)	7,18±0,17 (n=345)
Temperatura (°C)	24,54±1,99 (n=115)	23,83±1,86 (n=345)	23,86±1,87 (n=345)
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	116,55±18,10 (n=115)	112,60±16,16 (n=345)	114,95±16,57 (n=345)

Legenda: (a) Média aritmética; (b) desvio padrão; (c) número de amostragens. Fonte: a autora (2020).

4.1.1.1 Análise do comportamento do parâmetro turbidez do sistema

Um dos principais aspectos associados a eficiência do processo de filtração diz respeito à turbidez (DI BERNARDO et al., 2005). Em comparação com a água bruta, que no período total de monitoramento se manteve em uma média de 12,64 NTU ($\pm 18,67$), observou-se que os filtros produziram água de melhor qualidade. Os filtros preenchidos com Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) apresentaram, respectivamente, 2,54 NTU ($\pm 1,22$) e 2,31 NTU ($\pm 3,66$). A remoção de turbidez no filtro lento está condicionada à capacidade de retenção de sólidos suspensos.

A portaria GM/MS Nº 888 (BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2021) indica valor máximo permitido necessariamente mais baixo em termos de unidades de turbidez para água potável, de 1,0 uT em 95% das amostras. Todavia, neste experimento, os valores obtidos em água filtrada foram superiores a este valor, provavelmente, em função do arraste de partículas ao longo do meio filtrante, o que ocasionou uma alta turbidez conforme observado na Tabela 6.

A ocorrência de arraste pode ser relacionada a dois motivos: a uniformidade dos grãos do meio filtrante, e a taxa de filtração, que não foi capaz de fazer com que o material em suspensão ficasse retido no meio filtrante (DALSASSO, 2005). É possível que a baixa uniformidade na distribuição dos grãos, faça com que a taxa de filtração aplicada tenha se tornado ineficiente, devido às elevadas forças hidrodinâmicas no sistema (LUNARDI, 2021). O arraste de partículas, demonstrado pelo residual de turbidez dos sistemas de filtração, pode

ocasionar a colmatação em profundidade e, conseqüentemente, a alta turbidez do filtrado (MORAN et al., 1993).

Pelo estudo de Brinck (2009), a colmatação em profundidade está associada ao CU, quanto menor seu valor, mais uniforme são os grãos no meio filtrante e mais profunda será a retenção de impurezas. Neste estudo, o valor de CU em ambas granulomentrias foi propositalmente baixo. Na Areia Fina ($D_{10} = 0,16$ mm) foi de 1,25 e na Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) foi de 1,20, o que confirma e contribui para o processo de colmatação em profundidade ocorrido nos filtros em estudo.

A Figura 21 apresenta os resultados do parâmetro de turbidez juntamente ao seu percentual de remoção. Dividiu-se o período de monitoramento em quatro fases, para uma melhor interpretação e discussão dos resultados. Acompanhando cada figura está também uma tabela com a descrição das médias e desvio padrão dos parâmetros analisados. Na primeira fase (Figura 21A) é possível destacar um maior arraste de partículas, representada pela turbidez da água filtrada, devido ao baixo coeficiente de uniformidade e às forças hidrodinâmicas que atuam durante a filtração (LUNARDI, 2021). Este comportamento é modificado ao longo da operação dos filtros, devido ao preenchimento do espaço poroso.

Na segunda metade da primeira fase de atividade (Figura 21A), pode-se observar uma oscilação da turbidez na média dos pilotos, levemente mais evidenciado no meio filtrante preenchido com areia média ($d_{10} = 0,45$ mm), em comparação ao meio filtrante preenchido com areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm). Isto pode ser atribuído ao período de maturação, associado neste caso, a: diferença granulométrica, taxa de filtração e coeficiente de uniformidade.

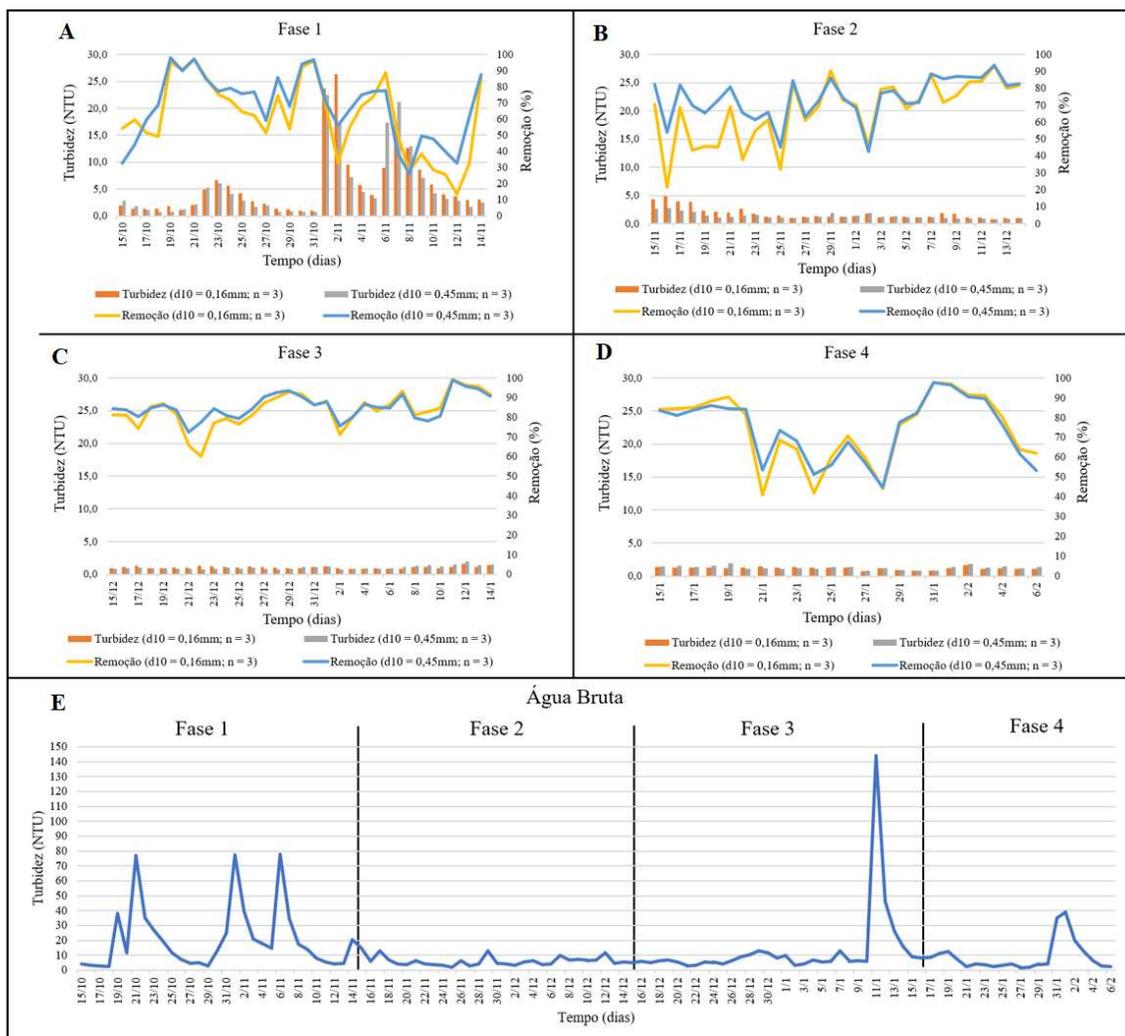
Estas oscilações coincidem com a turbidez da água bruta em função de dias de chuva. Observa-se ainda, que no início da segunda fase de atuação, os sistemas se estabilizam, sofrendo pouca alteração, nem mesmo com pico elevado de turbidez da água bruta, como demonstrado na (Figura 21D).

Uma variação brusca da turbidez na água bruta ocorreu no final da fase 3, após uma chuva intensa, alcançando valores de 144 NTU, como demonstrado na Figura 21. Este pico de turbidez demonstrou claramente a estabilidade colmatativa do sistema (Figura 21C), que se manteve constante em sua eficiência na remoção da turbidez, como observado também na fase 4 (Figura 21D).

Além da diminuição do espaço poroso, ocasionado pelo aprisionamento de partículas em suspensão, segundo Haig et al (2015), a maturação do sistema tem influência direta na qualidade do filtrado, conforme a existência de uma vasta diversidade microbiana nos filtros. Os autores apontam que à medida que os filtros envelhecem, aumenta o número e a diversidade

taxonômica presente e atuante no processo de filtração, conseqüentemente à melhora deste parâmetro.

Figura 21 - Comportamento do parâmetro turbidez considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro.



Legenda: Variações de média da turbidez e remoção dos filtros durante as quatro fases do monitoramento e turbidez da água bruta. Fonte: a autora (2021).

Quando a turbidez da água filtrada bem como o percentual de remoção de cada fase são analisados isoladamente, como observado na Tabela 6, percebe-se que a fase 1 (Figura 21A), obteve maior variação nos níveis médios de turbidez da água filtrada (5,72 NTU ($d_{10} = 0,16$ mm), e 5,28 NTU ($d_{10} = 0,45$ mm)), que pode ser associada à fase de maturação dos filtros, e também ao recebimento de água bruta com maior turbidez. Nesta fase (Figura 21A), a média de remoção ficou em 61,80% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 67,55% ($d_{10} = 0,45$ mm). Na fase 2 (Figura

21B), a turbidez média da água filtrada cai para 1,71 NTU ($d_{10} = 0,16$ mm) e 1,34 NTU ($d_{10} = 0,45$ mm), esta diminuição da turbidez acompanha a água bruta que apresenta menor turbidez, com média de remoção em 66,73% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 74,25% ($d_{10} = 0,45$ mm) apresenta-se maior que na fase 1.

Quando o monitoramento chega à fase 3 (Figura 21C), a média da turbidez da água filtrada cai ainda mais, o que demonstra a estabilidade do sistema. No filtro preenchido com areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) apresentou média de 1,07 NTU e com areia média ($d_{10} = 0,45$ mm) apresentou média de 1,05 NTU. Refletidos na média de remoção que aumenta, com 83,88% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 85,32% ($d_{10} = 0,45$ mm), até esta terceira fase, percebe-se que filtros com meio filtrante $d_{10} = 0,16$ mm possuem valores levemente maiores de turbidez que $d_{10} = 0,45$ mm. Isto se deve, possivelmente, ao fato de que em grãos menores e de menor área porosa, aliada à alta taxa de filtração empregada de forma intermitente, possa ser propícia a maior velocidade no fluxo intragranular em $d_{10} = 0,16$ mm, com esta maior velocidade de percolação pressionando e liberando partículas anteriormente já aderidas aos grãos, desta forma ocorrendo um aumento da turbidez do filtrado neste perfil de areia.

Este fato pode ser explicado segundo o estudo de Dalsasso (2005), onde a energia gerada pelo volume de água é suficiente para carrear partículas que estavam em deposição no interior do meio filtrante. No entanto, esta energia de escoamento seria maior do que a força de adesão da partícula, causando seu desprendimento do grão de areia.

A última etapa do experimento refere-se a fase 4 (Figura 21D), onde é possível perceber um leve aumento da turbidez, com média de turbidez em 1,19 NTU ($d_{10} = 0,16$ mm) e 1,26 NTU ($d_{10} = 0,45$ mm). Do ponto de vista da remoção desta característica física da água, a média a areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) apresentou 74,16% de remoção, e a areia média ($d_{10} = 0,45$ mm) 73,99% de remoção, provavelmente em função do período de chuva ocorrido no final da fase 3 (Figura 21C).

Já em termos de água bruta, observam-se oscilações durante o estudo. Na fase 1 (Figura 21E), com mais variações em diversos picos chegando próximo a 80 NTU, aproximadamente. Fase 2 com maior estabilidade e menores valores de turbidez, com valor máximo de 15 NTU, aproximadamente. A fase 3 apresentou valores estáveis, mas um pico de turbidez foi observado, em período de chuva intensa, chegando ao máximo de 144 NTU, aproximadamente. Na fase 4, observa-se a retomada da estabilidade, com pico de turbidez de 40 NTU, aproximadamente.

Na mesma área de estudo e utilizando a mesma fonte de água bruta, o estudo de Sorgato (2019) utilizou dois meios filtrantes em areia com diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,24 mm e 0,5 mm

e coeficiente de uniformidade (CU) de 1,92 e 2,10, respectivamente. Em seu estudo, observou-se uma maior distribuição do tamanho de grãos, com aumento no intervalo de variação dos diâmetros, em comparação às granulometrias utilizadas no presente estudo (d_{10} : 0,16 mm e 0,45 mm; CU: 1,25 e 1,20). As médias de remoção de turbidez obtidas por Sorgato (2019) foram de 92,81% utilizando o meio filtrante preenchido com diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,24 mm, e em d_{10} 0,5 mm: 84,97%. Quando comparadas às médias de remoção do presente trabalho, que foram de 71,51% (d_{10} : 0,16 mm) e 75,39% (d_{10} : 0,45 mm), é possível pressupor que a utilização de um maior intervalo granulométrico possa influenciar positivamente no resultado do experimento, pois haverá diminuição do espaço poroso e desta forma maior retenção de partículas, produzindo uma água de melhor qualidade.

Tabela 7 - Valores Médios de Turbidez e Percentual de Remoção nas Quatro Fases

		Areia Fina (d_{10} = 0,16 mm)	Areia Média (d_{10} = 0,45 mm)
Fase 1	Turbidez (NTU)	5,72 (6,25)*	5,28 (6,10)*
	Remoção (%)	61,80 (23,19)*	67,55 (20,33)*
	Turbidez em água bruta 20,89 (21,43)*		
Fase 2	Turbidez (NTU)	1,71 (1,06)	1,34 (0,51)
	Remoção (%)	66,73 (18,01)	74,25 (12,36)
	Turbidez em água bruta 6,16 (3,15)		
Fase 3	Turbidez (NTU)	1,07 (0,17)	1,05 (0,28)
	Remoção (%)	83,88 (8,53)	85,32 (6,17)
	Turbidez em água bruta 13,37 (25,20)		
Fase 4	Turbidez (NTU)	1,19 (0,21)	1,26 (0,29)
	Remoção (%)	74,16 (16,75)	73,99 (15,22)
	Turbidez em água bruta 9,96 (9,67)		

* desvio padrão

Com o objetivo de percebermos a dimensão dos dados e qual a variabilidade de cada tratamento, utilizou-se nesta etapa experimental um teste estatístico de comparação de médias, através da análise de variância (ANOVA) e testes de médias (*Tukey*), considerando o comportamento global do sistema de tratamento.

Em relação à turbidez, em 92 datas de avaliação não foi verificada diferença significativa entre os dois tipos de filtros. Em 17 datas o filtro de areia fina teve turbidez superior e em seis datas o filtro de areia média. Comparando a água bruta com a água filtrada

das duas configurações granulométricas, constatou-se que ambos os filtros apresentaram menor turbidez em relação à água bruta, mas os filtros não diferiram entre si pelo teste 't' para amostras relacionadas ($p > 0,05$). Em relação ao percentual de remoção, em 92 datas de avaliação (80% dos dias), não foi verificada diferença significativa entre os dois tipos de filtros ($p > 0,05$). Em 17 datas (15% dos dias), o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) houve remoção superior e em seis datas (5% dos dias), o filtro de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) teve remoção maior.

4.1.1.2 Análise do comportamento do parâmetro cor aparente e verdadeira do sistema

Em termos gerais, no parâmetro cor aparente obteve-se uma considerável remoção, produzindo um filtrado de melhor qualidade. Pode-se perceber na Tabela 6, que a água bruta apresentou uma média de 187,70 uC, enquanto que nas amostras filtradas na Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) ficam em 48,93 e 48,16 uC, respectivamente. No entanto, o resultado demonstrou não haver, estatisticamente, variação significativa entre as duas granulometrias considerando este parâmetro de qualidade da água ($p > 0,05$).

Conforme também a Tabela 6, a cor verdadeira na água bruta detinha um valor médio de 65,01 uC, e após a filtração sofria um decréscimo chegando a 33,37 e 34,15 uC na Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e média ($d_{10} = 0,45$ mm), respectivamente, o que provavelmente demonstra a positiva relação com a remoção em cor verdadeira.

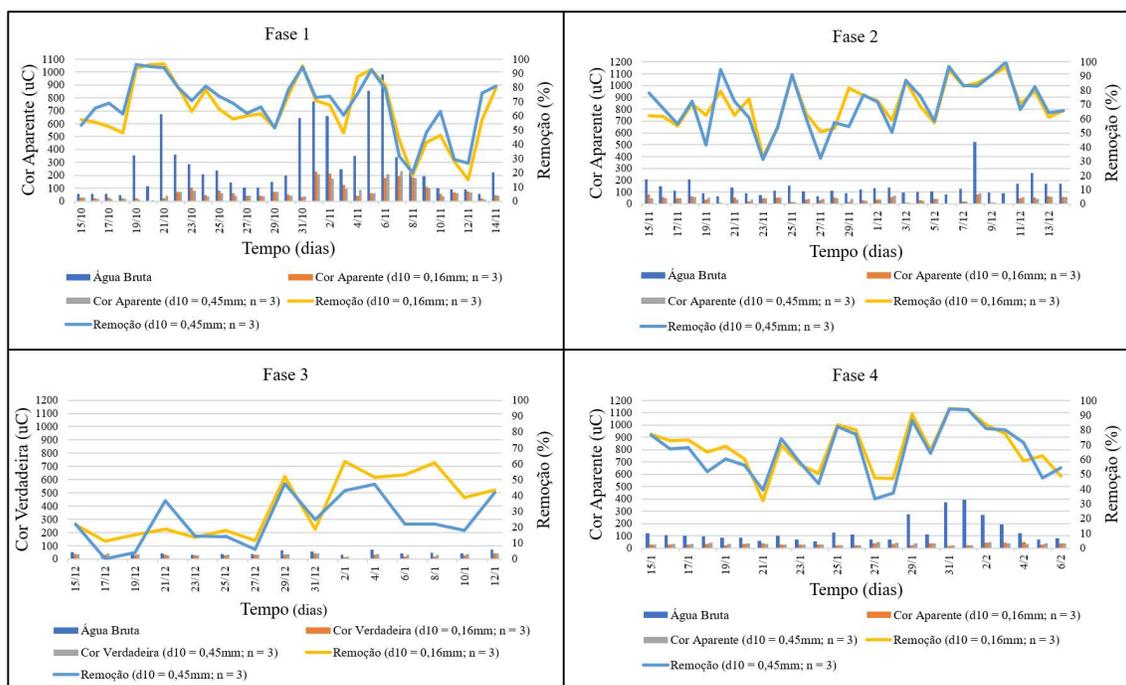
Em sua pesquisa, Stüpp (2016) aponta que a cor verdadeira indica o percentual de sólidos dissolvidos da amostra. A cor aparente se deve, principalmente, aos sólidos suspensos, que são representados pela turbidez. Além disso, o autor relata a baixa capacidade dos filtros lentos em remover cor verdadeira. De acordo com Shigeoka (2016), percebe-se a melhoria na qualidade da água em termos de cor aparente ao longo do tempo de operação, onde obteve resultados menores de 5 uC, em filtros biológicos com meio filtrante $d_{10} = 0,13$ mm, muito próximo ao $d_{10} = 0,16$ mm utilizado neste estudo, todavia com distinta distribuição granulométrica.

Quando a Figura 22 é observada, da qual demonstra o comportamento do parâmetro cor aparente ao longo das fases de amadurecimento do meio filtrante, nota-se a estabilização do sistema após fase 1 (Figura 22A) de filtração, e basicamente não há alterações na estabilidade do sistema nos filtrados nas fases seguintes (Figuras 22B, 22C e 22D) no parâmetro cor aparente durante o experimento.

Mais detalhadamente observado na Tabela 8 - Valores Médios de Cor Aparente e Percentual de Remoção nas Quatro Fases e na Figura 22A, a fase 1 demonstra a maior variação

em termos de cor aparente quanto ao percentual de remoção de sólidos suspensos, com níveis médios de cor aparente em 75,85 uC ($d_{10} = 0,16$ mm) e 72,0 uC ($d_{10} = 0,45$ mm), para média de remoção na fase 1 de 63,57% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 67,68% ($d_{10} = 0,45$ mm). Na fase 2 (Figura 22B), os valores decaem consideravelmente com média de cor aparente em 38,72 uC ($d_{10} = 0,16$ mm) e 38,70 uC ($d_{10} = 0,45$ mm), média de remoção em 70,23% ($d_{10} = 0,16$ mm), e 69,44% ($d_{10} = 0,45$ mm). A fase 3 (Figura 22C) configurou uma média de cor aparente de 44,12 uC ($d_{10} = 0,16$ mm) e 43,63 uC ($d_{10} = 0,45$ mm) e média de remoção 67,70% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 69,20% ($d_{10} = 0,45$ mm). Enfim, a fase 4 (Figura 22D), apresenta média de cor aparente 32,69 uC ($d_{10} = 0,16$ mm) e 34,78 uC ($d_{10} = 0,45$ mm), média de remoção 68,30% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 65,82% ($d_{10} = 0,45$ mm), o que indica uma propável melhoria na qualidade do filtrado em termos de cor aparente ao longo do experimento, inclusive em comparação com os maiores valores de cor aparente na água bruta em todo período monitorado.

Figura 22 – Comportamento dos parâmetros cor aparente considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro.



Legenda: Oscilações de cor aparente durante o experimento. Fonte: a autora (2021).

Tabela 8 - Valores Médios de Cor Aparente e Percentual de Remoção nas Quatro Fases

		Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm)	Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm)
Fase 1	Cor Aparente uC	75,85 (61,0)*	72,0 (61,63)
	Remoção (%)	63,57 (21,67)	67,68 (19,86)
	Cor Aparente AB = 289,81 uC		
Fase 2	Cor Aparente uC	38,72 (20,96)	38,70 (20,67)
	Remoção (%)	70,23 (14,78)	69,44 (17,98)
	Cor Aparente AB = 137,79 uC		
Fase 3	Cor Aparente uC	44,12 (9,33)	43,63 (10,55)
	Remoção (%)	67,70 (13,44)	69,20 (10,47)
	Cor Aparente AB = 165,77 uC		
Fase 4	Cor Aparente uC	32,69 (8,68)	34,78 (7,82)
	Remoção (%)	68,30 (15,69)	65,82 (17,32)
	Cor Aparente AB = 140,25 uC		

* desvio padrão

Abordando o parâmetro cor aparente estatisticamente, em 100 datas analisadas não foi verificada diferença significativa entre os tipos de meios filtrantes ($p > 0,05$). Em sete datas, o filtro de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) teve maior valor de cor aparente e em oito dias, o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) teve maior valor de cor aparente. Para a remoção, em 100 datas não foi verificada diferença significativa entre os tipos de filtros. Em sete datas, o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) teve maior valor de remoção e em oito dias, o filtro de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) teve maior valor de remoção na cor aparente. Comparando a água bruta com a água filtrada em Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), constatou-se que ambas as configurações granulométricas apresentaram menor cor aparente em relação à água bruta, mas os filtros não diferiram entre si pelo teste t para amostras relacionadas ($p > 0,05$).

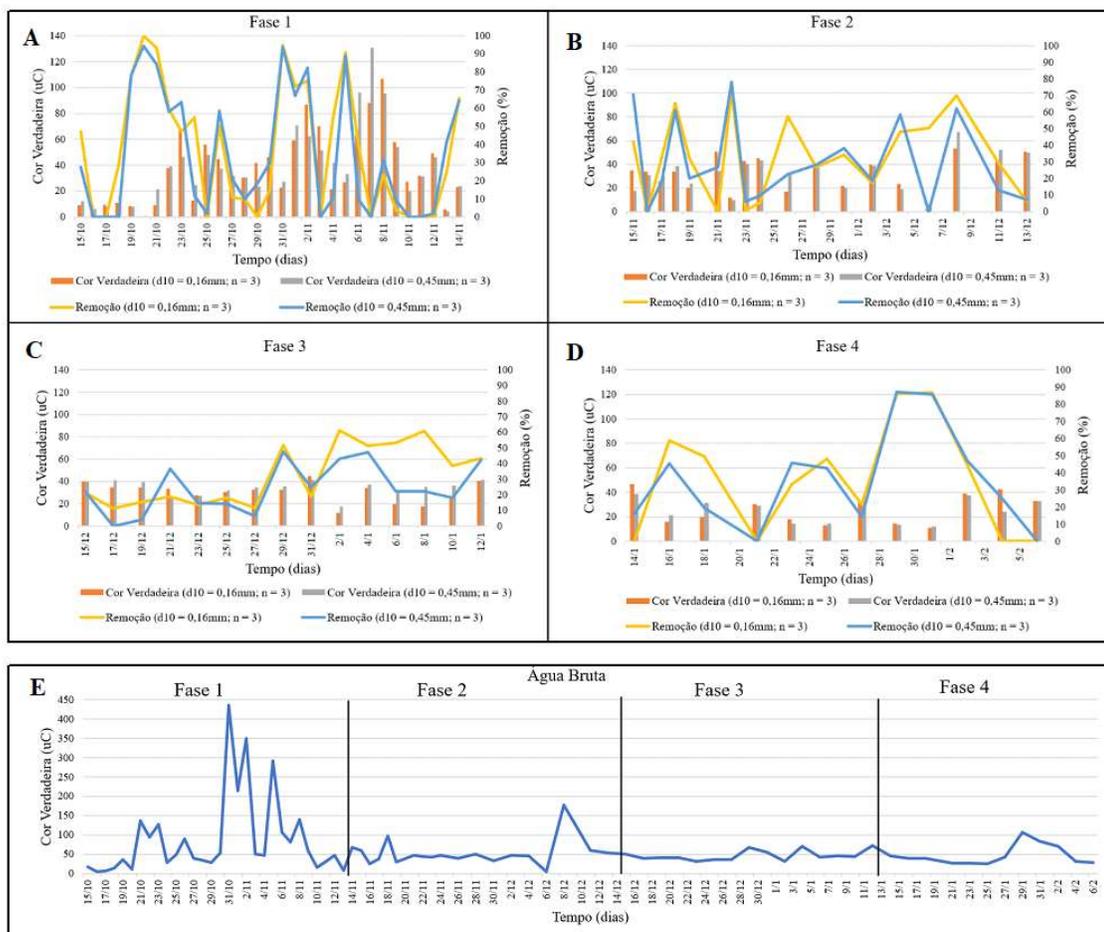
A Figura 23 demonstra o comportamento do parâmetro cor verdadeira, sob a ótica das diferentes fases de amadurecimento do meio filtrante. Lembrando que a partir da segunda semana da fase 2 (Figura 23B), as análises deste parâmetro aconteceram a cada 2 dias, em função da estabilidade do sistema de filtração.

Paralelamente, como é possível observar na Figura 23A (Fase 1), ocorre um período de maior variação tanto de cor verdadeira quanto percentual de remoção de sólidos suspensos e água bruta com níveis médios de cor verdadeira em 38,20 uC ($d_{10} = 0,16$ mm) e 38,61 uC (d_{10}

= 0,45 mm), para média de remoção na fase 35,79% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 33,13% ($d_{10} = 0,45$ mm), valores dos quais são apresetados na Tabela 9. A fase 2 (Figura 23B) apresentou valores médios de cor verdadeira em 32,15 uC ($d_{10} = 0,16$ mm) e 32,37 uC ($d_{10} = 0,45$ mm), para média de remoção na fase 34,58% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 31,76% ($d_{10} = 0,45$ mm).

Segue a tendência de maior remoção do parâmetro cor verdadeira como observa-se nas fases seguintes. Assim, na fase 3 (Figura 23C) as médias de cor verdadeira em 30,07 uC ($d_{10} = 0,16$ mm) e 33,93 uC ($d_{10} = 0,45$ mm), para média de remoção na fase de 31,87% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 23,10% ($d_{10} = 0,45$ mm). A fase 4 (Figura 23D) apresentou médias de cor verdadeira em 27,59 uC ($d_{10} = 0,16$ mm) e 26,72 uC ($d_{10} = 0,45$ mm), para média de remoção na fase 36,36% ($d_{10} = 0,16$ mm) e 36,20% ($d_{10} = 0,45$ mm). Na água bruta (Figura 23E) observam-se maiores oscilações principalmente durante a fase 1. Em termos de cor verdadeira, é possível constatar um sistema estabilizado no decorrer do experimento, contribuindo para a eficiência na retenção de partículas, melhorando os parâmetros avaliados e demonstrando ser mais eficiente com o passar do tempo de utilização.

Figura 23 – Comportamento dos parâmetros cor verdadeira considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro



Legenda: Variações em cor verdadeira demonstradas em fases de análise. Em água bruta observam-se maiores oscilações principalmente durante a fase 1. Fonte: a autora (2021).

Tabela 9 - Valores Médios de Cor Verdadeira e Percentual de Remoção nas Quatro Fases

		Areia Fina (d ₁₀ = 0,16 mm)	Areia Média (d ₁₀ = 0,45 mm)
Fase 1	Cor Verdadeira uC	38,20 (27,37)*	38,61 (29,02)
	Remoção (%)	35,79 (34,12)	33,13 (33,47)
	Água Bruta 87,77 uC		
Fase 2	Cor Verdadeira uC	32,15 (13,76)	32,37 (14,73)
	Remoção (%)	34,58 (24,29)	31,76 (25,07)
	Água Bruta 52,60 uC		
Fase 3	Cor Verdadeira uC	30,07 (8,44)	33,93 (6,34)

	Remoção (%)	31,87 (19,03)	23,10 (14,90)
	Água Bruta 45,21 uC		
Fase 4	Cor Verdadeira uC	27,59 (12,17)	26,72 (10,23)
	Remoção (%)	36,36 (29,75)	36,20 (26,79)
	Água Bruta 49,23 uC		

* desvio padrão

Conforme o estudo que avaliou a eficiência dos filtros submetidos à retrolavagem, Pizzolatti (2010) observa este resultado como natural no desempenho de filtro lento quanto à remoção de cor verdadeira, relacionado à presença de substâncias húmicas de matéria orgânica ao produto final do processo. No presente estudo, devido ao baixo coeficiente de uniformidade utilizado no meio filtrante, aliado à taxa de filtração aplicada, é possível que tenha ocorrido percolação de partículas sólidas e material orgânico ao longo do sistema.

Para a cor verdadeira, em termos estatísticos, em 67 datas não foi verificada diferença significativa entre as granulometrias estudadas ($p > 0,05$). Em quatro datas, o filtro de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) obteve maior valor de cor verdadeira e em cinco dias, o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) obteve maior valor de cor verdadeira. Para a remoção, em 67 datas não foi verificada diferença significativa entre os tipos de filtros ($p > 0,05$). Em quatro datas, o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) demonstrou maior valor de remoção e em cinco dias, o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) teve maior valor de remoção na cor verdadeira. Comparando a água bruta com a água filtrada, constatou-se que ambos os filtros apresentaram menor cor verdadeira em relação à água bruta, mas os filtros não diferiram entre si pelo teste t para amostras relacionadas ($p > 0,05$).

4.1.1.3 Análise do comportamento do parâmetro oxigênio dissolvido e temperatura do sistema.

Conforme apresentado na Tabela 6, que demonstra o comportamento global do sistema de tratamento, a água bruta apresentou concentração média de oxigênio dissolvido de 4,77 mg.L⁻¹ e os filtrados 2,36 e 1,93 mg.L⁻¹ em granulometria Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) respectivamente, o que condiz com o consumo de OD por microrganismos e confirma a existência de processos metabólicos no sistema.

Quando as fases de amadurecimento do filtro são abordadas, conforme demonstra a Figura 24, juntamente com a Tabela 10, percebe-se a estabilidade no parâmetro temperatura e uma evolução no sistema com aumento gradativo no consumo de oxigênio, provavelmente pelo consumo microbiológico.

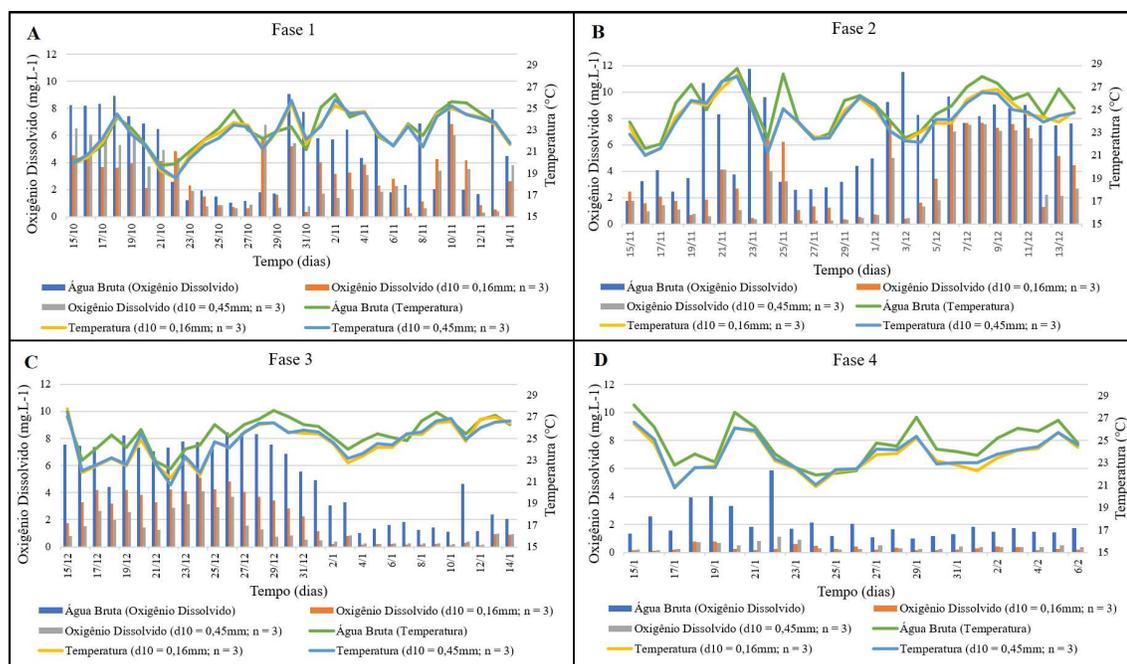
Segundo o observado na Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), ocorreu maior consumo de OD nesta granulometria, indicando a existência de maior bioatividade neste sistema. A partir da segunda metade da fase 3 (Figura 24C), é possível observar uma queda nos níveis de OD, inclusive na água bruta, que pode estar associada à dias de estiagem. Os valores dos filtrados também decaem em função do consumo do OD disponível pelos microrganismos. Para Elliot et al (2011), a redução da atividade microbiana é diretamente ligada ao declínio dos níveis de OD conforme a profundidade do meio filtrante. Já as camadas mais inferiores associam-se à biodegradação anaeróbica, como demonstrou Zhang et al (2018), devida à carência na distribuição de OD em profundidade.

Conforme as diferentes fases de amadurecimento do meio filtrante, vê-se na fase 1 (Figura 24A), com valores médios de OD em $2,94 \text{ mg.L}^{-1}$ para a areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e igual com $2,94 \text{ mg.L}^{-1}$ para a areia média ($d_{10} = 0,45$ mm). Para o parâmetro temperatura a mesma fase apresentou $22,71^{\circ}\text{C}$ ($d_{10} = 0,16$ mm) e $22,72^{\circ}\text{C}$ ($d_{10} = 0,45$ mm). A fase 2 (Figura 24B) apresentou valores médios de OD em $3,43 \text{ mg.L}^{-1}$ ($d_{10} = 0,16$ mm) e $2,70 \text{ mg.L}^{-1}$ em ($d_{10} = 0,45$ mm), e para temperatura a mesma fase apresentou $24,26^{\circ}\text{C}$ ($d_{10} = 0,16$ mm) e $24,21^{\circ}\text{C}$ ($d_{10} = 0,45$ mm).

Com o decorrer do estudo, a fase 3 (Figura 24C) adquire valores médios de OD em $2,31 \text{ mg.L}^{-1}$ ($d_{10} = 0,16$ mm) e $1,34 \text{ mg.L}^{-1}$ em ($d_{10} = 0,45$ mm). Considerando o parâmetro temperatura a mesma fase apresentou $24,54^{\circ}\text{C}$ ($d_{10} = 0,16$ mm) e $24,61^{\circ}\text{C}$ ($d_{10} = 0,45$ mm). Chegando na fase 4 (Figura 24D) os valores médios de OD tiveram um queda acentuada provavelmente devido a estiagem no neste período, ficando em $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$ ($d_{10} = 0,16$ mm) e $0,47 \text{ mg.L}^{-1}$ em ($d_{10} = 0,45$ mm). A temperatura na mesma fase apresentou $23,75^{\circ}\text{C}$ ($d_{10} = 0,16$ mm) e $23,90^{\circ}\text{C}$ ($d_{10} = 0,45$ mm). Segundo Souza (2020), o oxigênio é consumido no processo de oxidação química ou pela atividade biológica presente no sistema de filtração lenta.

É importante destacar o estudo de Cumbi (2013), que relata que a temperatura pode ser capaz de influenciar a velocidade das reações químicas, a solubilidade das substâncias, além das concentrações de OD e o metabolismo dos organismos que se encontram presentes no sistema aquático. Além de que em baixas temperaturas ocorre a redução da atividade biológica e seus mecanismos de purificação da água bruta, o que não aconteceu neste estudo haja vista registros de temperatura amena durante todo o experimento (Figura 24 e Tabela 10).

Figura 24 – Comportamento dos parâmetros oxigênio dissolvido e temperatura considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro.



Legenda: Dados relativos às variações de Oxigênio Dissolvido (OD) e Temperatura durante as quatro fases do estudo.

Tabela 10 - Valores Médios de Oxigênio Dissolvido e Temperatura nas Quatro Fases

		Areia Fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$)	Areia Média ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$)
Fase 1	OD (mg.L^{-1})	2,94 (1,72)*	2,94 (2,16)
	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	22,71 (1,79)	22,72 (1,80)
Água Bruta	OD	4,87 (2,89)	
	Temperatura	22,96 (1,76)	
Fase 2	OD (mg.L^{-1})	3,43 (2,74)	2,70 (2,55)
	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	24,26 (1,75)	24,21 (1,79)
Água Bruta	OD	6,38 (3,04)	
	Temperatura	25,04 (2,02)	
Fase 3	OD (mg.L^{-1})	2,31 (1,79)	1,34 (1,15)
	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	24,54 (1,69)	24,61(1,65)
Água Bruta	OD	5,20 (2,75)	
	Temperatura	25,44 (1,36)	
Fase 4	OD (mg.L^{-1})	0,35 (0,21)	0,47 (0,26)

	Temperatura (°C)	23,75 (1,58)	23,90 (1,60)
	Água	OD	
	Bruta	Temperatura	
		2,07 (1,12)	24,74 (1,77)

* desvio padrão

Em termos de temperatura média, os filtros sofreram pouca variação de acordo com Tabela 6, que demonstra o comportamento global do sistema. Para água bruta, o valor médio foi de 24,54°C; para Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) foram de 23,83°C e 23,86°C, respectivamente.

Sob o aspecto das fases de amadurecimento do meio filtrante (Figura 24 e Tabela 10), pode-se observar que os valores para temperatura da água filtrada distribuíram-se quase que normalmente em torno de valores médios. Em OD, nota-se que com o passar do tempo do experimento houve queda nos respectivos valores amostrais, indicando consumo em função da existência de seres microbiológicos ativos no sistema.

Conforme observado através deste estudo, temperaturas amenas colaboram com o desenvolvimento biológico nos filtros, representado pelo consumo de OD no sistema. Conforme estudo de Nascimento (2014), a temperatura adequada para o melhor funcionamento do sistema é em torno de 25°C, pois nesta temperatura há maior crescimento microbiano e, conseqüentemente, maior consumo de OD. Correlaciona-se também questões de temperaturas mais altas ao melhor desempenho na remoção de partículas, visto que tais temperaturas favorecem a proliferação microbiana atuante no processo de filtração, afetando positivamente a colmatação biológica.

Segundo análise estatística do parâmetro oxigênio dissolvido, em 63 datas não foi verificada diferença significativa entre os tipos de filtros ($p > 0,05$). Em 34 datas, o filtro de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) teve maior valor de oxigênio dissolvido e em 18 dias, o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) teve maior valor de oxigênio dissolvido. Comparando a água bruta com a água das duas granulometrias, constatou-se que a água bruta teve maior oxigênio dissolvido, seguido do filtro de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e, por fim, do filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), o que está associado ao consumo de OD pelo sistema. Sendo que todos diferiram entre si pelo teste t para amostras relacionadas.

Para o parâmetro temperatura, a estatística revela que em 85 datas não foi verificada diferença significativa entre os tipos de filtros ($p > 0,05$). Em seis datas, o filtro de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) teve maior valor de temperatura e em 24 dias, o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) teve maior valor. Comparando a água bruta com a água dos dois tipos de filtros,

constatou-se que ambos os filtros apresentaram menor temperatura em relação à água bruta, mas os filtros não diferiram entre si pelo teste t para amostras relacionadas.

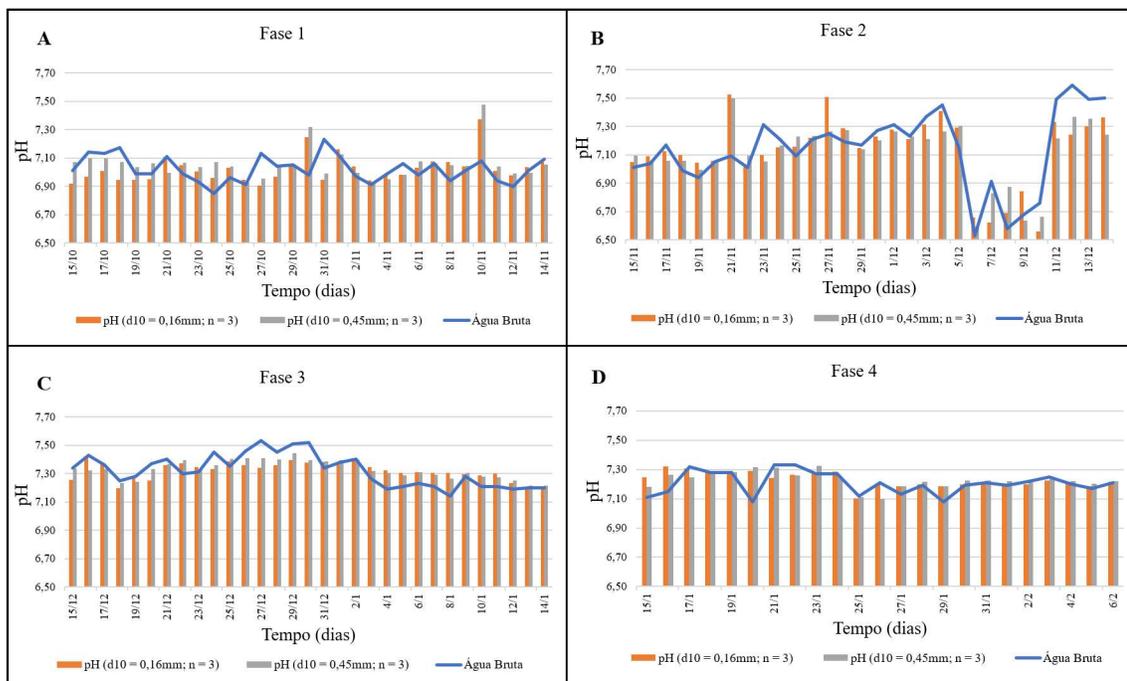
4.1.1.4 Análise do comportamento do parâmetro pH do sistema

Conforme a Tabela 6, que demonstra o desempenho global do sistema, os valores médios de pH para a água bruta e água tratada variam de 7,17 a 7,18, sem haver variação significativa. Estão, assim, em torno da neutralidade, que é condição propícia para o desenvolvimento da camada biológica.

Considerando as fases de amadurecimento do meio filtrante (Figura 25 e Tabela 11), nota-se que o parâmetro pH encontra-se próximo da neutralidade. Alterações de pH podem sugerir a atuação de mecanismos bioquímicos no sistema do filtro lento, principalmente aqueles relacionados com atividades fotossintetizantes e respiratórias de organismos autótrofos presentes no ambiente aquático (SOUZA et al., 2020) (URAKAMI et al., 1995). Todavia, observou-se apenas uma pequena variação de pH neste experimento, por volta da segunda metade da fase 2 (Figura 25B) do experimento. É provável que tenha sofrido alguma variação da água bruta, como alteração da concentração de algas no manancial, ou erros de medição pelo equipamento utilizado.

Durante todas as fases deste estudo as variações médias de pH seguiram as oscilações da água bruta na grande maioria das vezes e foram as seguintes: Fase 1 (Figura 25A), média de pH 7,02 em (d10 = 0,16 mm) e pH 7,05 em (d10 = 0,45 mm). Na água bruta o pH foi de 7,02. Fase 2 (Figura 25B), média de pH 7,11 em (d10 = 0,16 mm) e pH 7,10 em (d10 = 0,45 mm), sendo que na água bruta o pH ficou com média de 7,10. A fase 3 (Figura 25C) a média de pH 7,32 em (d10 = 0,16 mm) e pH 7,33 em (d10 = 0,45 mm) e a água bruta apresentou média de pH de 7,33. A fase 4 (Figura 25D) apresentou média de pH 7,23 em (d10 = 0,16 mm) e pH 7,22 em (d10 = 0,45 mm), e na água bruta média de pH 7,20. Valores como estes geralmente são compreendidos nas faixas verificadas para águas superficiais. Nesta pequena escala de variação que expressa neutralidade, o sistema indica ser propício à atividade microbiológica, desta forma colaborando com a colmatação biológica do meio filtrante. Entretanto, segundo Letshwenyo et al (2019), conforme as variações de pH na faixa estudada, indicam que possivelmente a remoção biológica no sistema não seja afetada.

Figura 25 – Comportamento do parâmetro pH considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro



Legenda: As variações médias de pH seguiram as oscilações da água bruta na grande maioria das vezes com demonstra a figura acima. Fonte: a autora (2021).

Tabela 11 - Valores Médios de pH nas Quatro Fases:

		Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm)	Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm)
Fase 1	pH	7,02 (0,10)*	7,05 (0,11)
	Água bruta	7,02	
Fase 2	pH	7,11 (0,24)	7,10 (0,21)
	Água bruta	7,10	
Fase 3	pH	7,32 (0,06)	7,33 (0,06)
	Água bruta	7,33	
Fase 4	pH	7,23 (0,05)	7,22 (0,05)
	Água bruta	7,20	

Questões como alterações de pH e temperatura também podem alterar o processo colmatativo, alterando a viscosidade da água e a disponibilidade de oxigênio que está diretamente ligada à proliferação microbiana aeróbica nas diferentes camadas dos pilotos (SOUZA et al., 2020). Segundo Haig et al (2014), gradientes químicos podem ser capazes de operar mudanças na composição e a diversidade de estruturas dos consórcios microbianos.

Estatisticamente para pH, em 85 datas não foi verificada diferença significativa entre os tipos de filtros ($p > 0,05$). Em 10 datas, o filtro de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) teve maior valor de pH e em 20 dias, o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) teve maior valor. Comparando o

pH da água bruta com a água dos dois tipos de filtros, constatou-se não houve diferença entre si pelo teste t para amostras relacionadas em nenhum contraste ($p > 0,05$).

4.1.1.5 Análise do comportamento da condutividade elétrica do sistema

Considerando o comportamento global do sistema, este experimento obteve-se na água bruta uma média de condutividade elétrica em $116,55 \mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabela 6). Na média aritmética, os filtros com meio filtrante formado por Areia Fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) apresentaram $112,60 \mu\text{S}/\text{cm}$ e em Areia Média ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$) $114,95 \mu\text{S}/\text{cm}$, sem representar diferença significativa entre as duas configurações de filtros ($p > 0,05$).

Condutividade elétrica é associada a presença de compostos iônicos e sólidos dissolvidos na água (CETESB, 2019). Em termos gerais, amostras com condutividade elétrica superiores a $100 \mu\text{S}/\text{cm}$ indicam alta concentração de substâncias dissolvidas. Segundo este estudo, os dados sugerem a existência de sólidos dissolvidos e pouco removidos ao longo do processo de filtração.

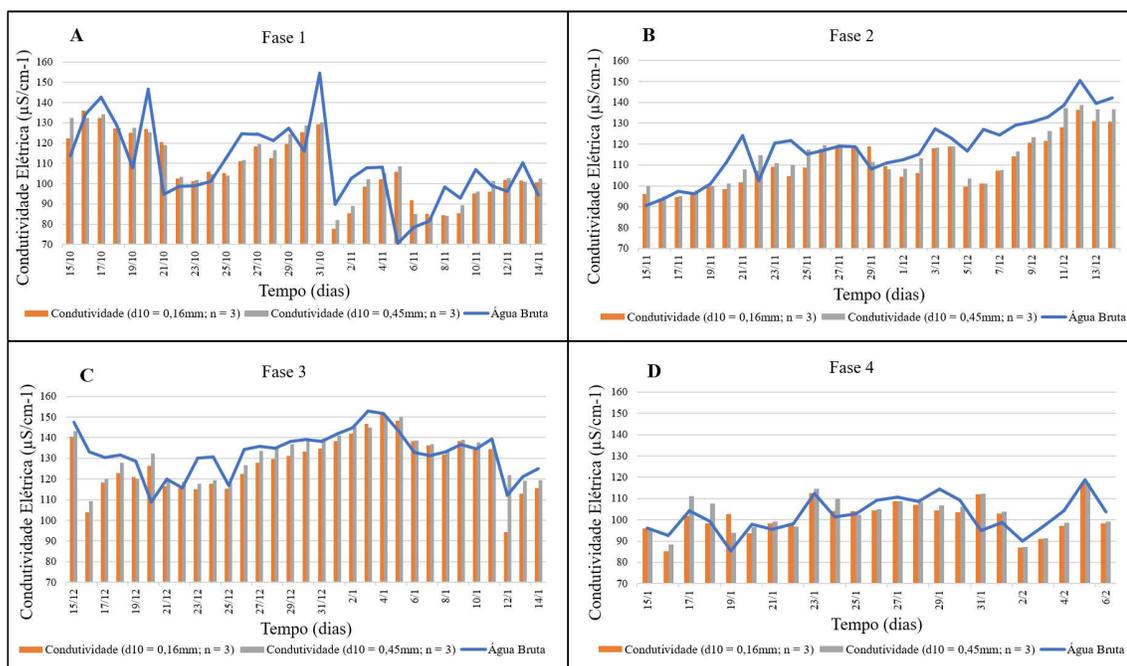
Em termos gráficos, pode-se perceber através da Figura 26 e da Tabela 12, o comportamento do parâmetro condutividade elétrica durante as fases de amadurecimento do leito filtrante, que os pilotos acompanham aproximadamente a variação da água bruta, fato que indica a não existência de uma quantidade significativa de íons dissolvidos na água, capaz de causar variação ao sistema.

Sob o olhar das fases isoladamente, conforme a maturação e a utilização do sistema de filtração lenta, observa-se o seguinte: Na fase 1 (Figura 26A) a água bruta apresentou média de $109,7 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$, sendo que na Areia Fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) foi $108,7 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e média em ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$) foi de $109,1 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$. Na fase 2 (Figura 26B) a água bruta apresentou média na fase de $117,0 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$, com média na Areia Fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) de $110,0 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e na areia média ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$) foi de $112,6 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$.

Com o mesmo enfoque na Fase 3 (Figura 26C), as variações do filtrado continuam conforme a variação da água bruta, da qual apresentou média na fase de $133,26 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$, e média na areia fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) de $128,1 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e areia média ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$) de $131,9 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$. Por fim, na fase 4 (Figura 26D) a água bruta apresentou média de $102,95 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$. Na areia fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) foi $101,8 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$ e na areia média em ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$) foi de $103,3 \mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$. Talvez uma maior profundidade de meio filtrante ou grãos menos uniformes poderia melhorar a eficiência do sistema, uma vez que é possível que algumas variações na condutividade elétrica ocorram em função do desprendimento de partículas minerais de areia.

Este fato pode ser relacionado ao período de residência da água no filtro ser maior (YOUNG-ROJANSCHI et al., 2015). É possível que este fato tenha ocorrido em pequena escala, mas não foi claramente perceptível neste estudo.

Figura 26 – Comportamento do parâmetro condutividade elétrica considerando as diferentes fases de amadurecimento do filtro.



Legenda: Valores de condutividade elétrica da água bruta e médias de condutividade elétrica em ($d_{10} = 0,16$ mm) e em ($d_{10} = 0,45$ mm). Fonte: a autora (2021).

Tabela 12 - Valores Médios de Condutividade Elétrica nas Quatro Fases:

		Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm)	Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm)
Fase 1	C. Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	108,7 (16,0)*	109,1 (16,25)
	Água bruta	109,7 (19,51)	
Fase 2	C. Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	110,0 (11,1)	112,6 (11,70)
	Água bruta	117,0 (14,5)	
Fase 3	C. Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	128,1 (12,9)	131,9 (10,69)
	Água bruta	133,26 (15,55)	
Fase 4	C. Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$)	101,8 (8,0)	103,3 (8,59)
	Água bruta	102,95 (9,10)	

*desvio padrão

Para a condutividade elétrica segundo preceitos estatísticos, em 69 datas não foi verificada diferença significativa entre os tipos de filtros ($p > 0,05$). Em quatro datas, o filtro de

Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) teve maior valor de condutividade e em 42 dias, o filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) teve maior valor. Comparando a água bruta com a água dos dois tipos de filtros, constatou-se que a água bruta não diferiu da água do filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), sendo ambos estatisticamente superiores à água da Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) para condutividade pelo teste t para amostras relacionadas ($p > 0,05$).

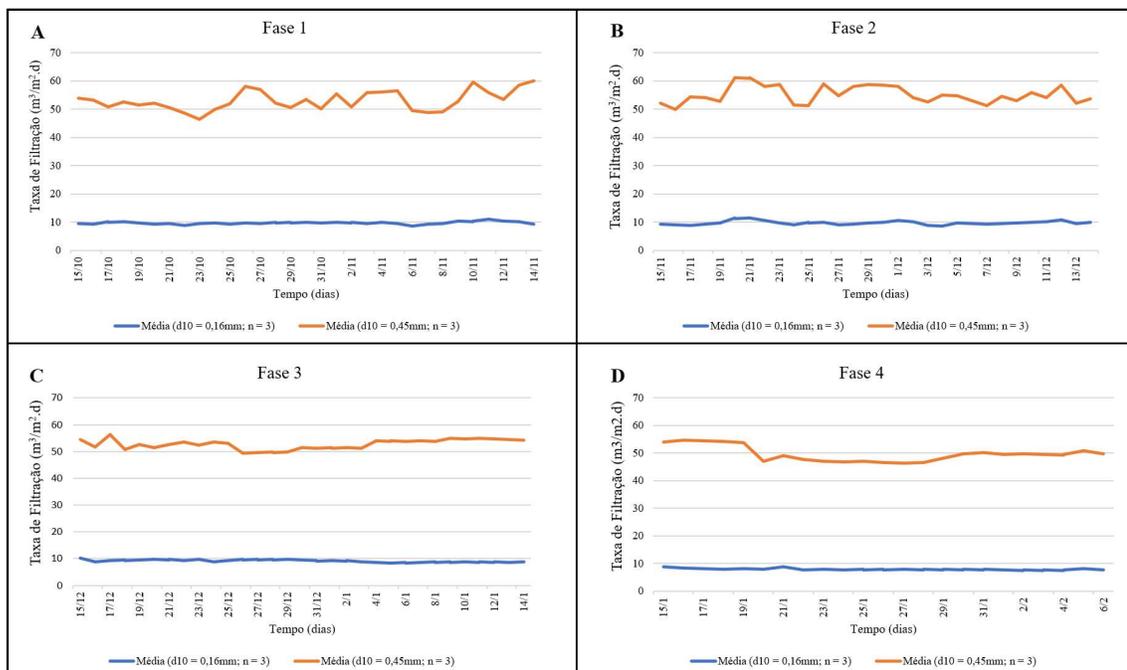
4.2 ANÁLISE DO COMPORTAMENTO HIDRÁULICO DO SISTEMA

Conforme os princípios hidráulicos abordados neste sistema de filtração lenta intermitente e sua relação com aspectos colmatativos, buscou-se avaliar esta relação através da análise do monitoramento diário da vazão (mL/min), taxa de filtração ($\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) e K (m/s).

A taxa de filtração determina a velocidade de escoamento no interior do leito filtrante. Neste experimento obteve-se uma única e longa carreira de filtração, devido às taxas de filtração aplicadas e ao modo de operação do filtros (intermitente), não necessitando limpeza dos mesmos, conforme apontado no capítulo 3.5 (metodologia). Na Figura 27 percebe-se a diferença entre as médias de taxa de filtração entre as granulometrias utilizadas nos pilotos. Tal comportamento se dá pela diferença de perda de carga entre os filtros.

Observando a Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) bem como a Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) nas quatro fases do experimento (A, B, C e D) da Figura 27, nota-se que ao longo do período de monitoramento não há praticamente perda de produtividade do sistema, que seria representado pela queda da taxa de filtração ao longo do tempo. Isto está associada à baixa vazão de alimentação do sistema e à uniformidade granulométrica utilizada, que causa lentidão no processo de colmatação, com o carreamento de partículas ao longo do leito filtrante. Segundo Alem et al. (2013), a velocidade do fluxo, representada pela taxa de filtração neste estudo, governa as forças hidrodinâmicas criadas nos espaços entre os poros e assim influencia a deposição de partículas. Estas podem ainda se desprender do meio filtrante e são, desta maneira, transportadas em profundidade.

Figura 27 – Comportamento da taxa de filtração ao longo do período de monitoramento.



Legenda: Oscilações das médias de taxa de filtração em cada fase do estudo. Fase 1, apresentou $9,72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) e $52,81 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$). Fase 2, apresentou $9,72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) e $55,38 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$). Fase 3, apresentou $9,26 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) e $52,72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$). Fase 4, apresentou $8,02 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) e $49,80 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$). Fonte: a autora (2021).

Ao analisar os resultados deste estudo na Figura 27, é possível perceber as sensíveis oscilações das médias de taxa de filtração em cada fase do estudo. Na fase 1 (Figura 27A), as médias ficaram em $9,72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) e $52,81 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$). Na fase 2 (Figura 27B), idem com $9,72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) e mais $55,38 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$). Na fase 3 (Figura 27C) com $9,26 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) e $52,72 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$). Enfim na fase 4 (Figura 27D), a taxa de filtração apresentou média de $8,02 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ em ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) e $49,80 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$). Ao observar o traçado gráfico, verifica-se uma maior variação no perfil de Areia Média $d_{10} = 0,45 \text{ mm}$, que apresentou suaves oscilações na fase 1 (Figura 27A). Possivelmente pelo período de aclimação, estes filtros demonstraram maior velocidade de infiltração desde o início do experimento. Mas, a partir da fase 2 (Figura 27B) as oscilações tendem a um sutil decaimento, devido provavelmente a efeitos do processo colmatativo.

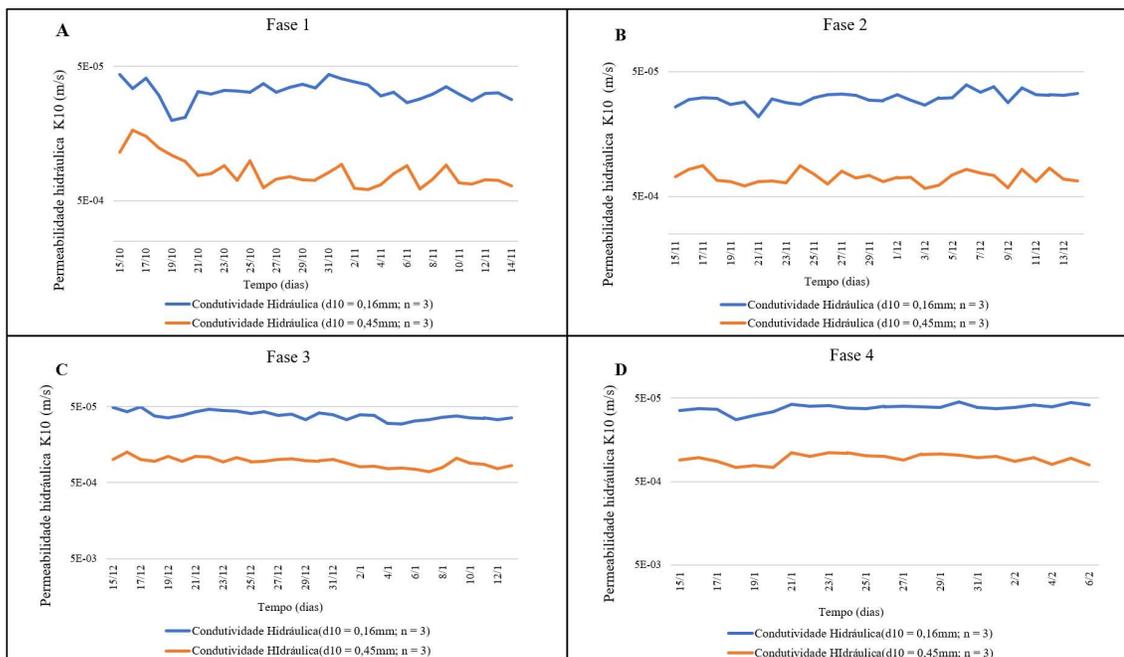
K expressa a facilidade com que a água percola através de um meio (Lei de Darcy), ou seja seu movimento ao atravessar o meio filtrante em um sistema de filtração. Sua diminuição representa a colmatção do espaço poroso dos grãos do meio filtrante. Como é de se esperar, a areia fina ($d_{10} = 0,16 \text{ mm}$) possui menor condutividade hidráulica que a areia média ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$), devido ao menor espaço poroso entre os grãos. O acúmulo de partículas dispersas e o

desenvolvimento microbiológico contribuem para o acúmulo de materiais nos espaços intersticiais do meio filtrante, alterando a condutividade hidráulica e a perda de carga (SOUZA et al., 2020).

Observando a Figura 28, que representa as diferentes fases de amadurecimento do leito filtrante, nota-se que, de modo geral, os valores de condutividade hidráulica dos meios filtrantes utilizados permanecem aproximadamente constantes ao longo do tempo. É possível apenas observar um leve decaimento dos valores de condutividade hidráulica na fase 1 na Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e na Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) (Figura 28A), que representa a redução inicial do espaço poroso dos meios filtrantes, pelas partículas em suspensão. Nas fases subsequentes (Figuras 28B, 28C e 28D) o processo colmatativo torna-se aproximadamente constante.

Este fato pode até indicar a sustentabilidade dos filtros, os quais poderiam ser capazes de operar por um longo período de tempo sem necessitar limpeza. O baixo coeficiente de unifomidade adotado fez com que o meio filtrante fosse melhor aproveitado, do ponto de vista de captação de partículas em suspensão, provocando, desta maneira, a colmatação em profundidade do mesmo (colmatação interna). Entretanto, os efeitos da unifomidade dos grãos, já observados e discutidos especialmente no capítulo 4.1.1.1, são o arraste de partículas para a água filtrada. Além disso, é possível que a colmatação interna traga efeitos maléficos ao longo do tempo para o meio filtrante, do ponto de vista da produtividade. Uma limpeza superficial não mais será capaz de recuperar a condutividade hidráulica do filtros e, conseqüentemente, o meio filtrante deverá ser completamente removido para limpeza, ou trocado.

Figura 28 – Comportamento da condutividade hidráulica ao longo do período de monitoramento.



Fonte: a autora (2021).

Supõe-se que nos filtros com Areia Média ($d_{10} = 0,45 \text{ mm}$) tenha ocorrido fato semelhante ao relatado no estudo de Alem et al. (2013), que relatam que havendo maior velocidade de fluxo, há uma maior força hidrodinâmica e, conseqüentemente, maior força de arraste de partículas. No presente estudo, as altas taxas foram atingidas devido ao baixo CU aliado à carga hidráulica do sistema, que favoreceu o fluxo hídrico no sistema e, por consequência, o arraste de matéria orgânica até camadas mais profundas.

4.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS PARÂMETROS DE POTABILIDADE E HIDRÁULICOS

Conforme monitoramento para o parâmetro turbidez, o sistema demonstrou elevado coeficiente de variação, fato esperado pela ampla oscilação entre os dias de avaliação. Nessa variável foi verificado efeito de fase, de tratamentos e da interação entre ambos ($p \leq 0,05$; Tabela 13). No geral, a primeira fase apresentou maior turbidez e a água bruta apresentou turbidez superior aos filtros, que não diferiram entre si (Tabela 14). Interessante observar que nos dois tipos de filtro não houve diferença significativa da turbidez entre as fases, indicando que independentemente de a turbidez da água bruta ser maior ou menor em determinada fase, os filtros foram eficientes em reduzi-la a ponto de não se observar diferenças entre as fases.

Em cor aparente também se verificou efeito de todas as fontes de variação e elevado coeficiente de variação (Tabela 13). Em geral, a primeira fase apresentou maior cor aparente e água bruta também apresentou maior cor aparente que a água dos filtros (Tabela 14). Em todas as fases, os tipos de filtros não diferiram entre si e apresentaram cor aparente menor que a água bruta. Não foi constatada diferença entre fases nos dois tipos de filtros e nem dos tipos de filtros entre si nas fases e no geral. Isso quer dizer que independentemente da cor aparente da água bruta, os filtros são eficientes em reduzi-la a ponto de não ser verificada diferença entre as fases e entre os filtros. Análise similar pode ser realizada para cor verdadeira, que no geral foi inferior para os dois tipos de filtros em relação à água bruta.

Para oxigênio dissolvido, houve diferenças entre fases e dos filtros em relação à água bruta, sendo sempre inferior entre os filtros em relação a água bruta (Tabelas 13 e 14). Para o pH, o coeficiente de variação foi baixo e as diferenças mais pronunciadas foram constatadas entre fases, sendo que na maioria das fases (exceto na fase 1) não foram observadas diferenças entre os tipos de filtros e a água bruta.

Foi verificado que as últimas fases apresentaram maior temperatura e que a água bruta também apresentou maior temperatura comparativamente aos tipos de filtros (Tabelas 15 e 16). Na condutividade, verificou-se no geral maiores valores na água bruta, que não diferiu estatisticamente do filtro $d_{10} = 0,45$ mm. A taxa de filtração foi sempre maior no filtro $d_{10} = 0,45$ mm em relação ao filtro $d_{10} = 0,16$ mm. Mesmo comportamento foi verificado para a relação K10/K0.

Tabela 13 - Quadro da análise de variância com as fontes de variação (FV), graus de liberdade (GL), somas de quadrados (SQ), quadrados médios (QM), valor da estatística F calculado (Fcalc), P-valor do teste F (P-valor) e coeficiente de variação (CV, em %) para as variáveis turbidez, cor aparente, cor verdadeira, oxigênio dissolvido e pH avaliadas em experimento conduzido em esquema bifatorial no delineamento inteiramente casualizado em fases e com diferentes tipos de filtros (tratamentos).

FV	GL	SQ	QM	Fcalc	P-Valor
Turbidez					
Fase	3	3017,68	1005,89	9,00	0,00
Tratamento	2	7736,98	3868,49	34,62	0,00
Fase x Tratamento	6	1785,05	297,51	2,66	0,02
Erro	348	38889,92	111,75		
Total	359	51429,63		CV	184,72
Cor Aparente					
Fase	3	330134,01	110044,67	12,46	0,00
Tratamento	2	1430564,61	715282,30	80,98	0,00
Fase x Tratamento	6	188733,53	31455,59	3,56	0,00
Erro	348	3073869,18	8832,96		
Total	359	5023301,33		CV	100,53
Cor Verdadeira					
Fase	3	21548,75	7182,92	4,03	0,01
Tratamento	2	46645,83	23322,92	13,08	0,00
Fase x Tratamento	6	14836,80	2472,80	1,39	0,22
Erro	234	417286,65	1783,28		
Total	245	500318,03		CV	97,32
Oxigênio Dissolvido					
Fase	3	607,18	202,39	41,83	0,00
Tratamento	2	575,14	287,57	59,44	0,00
Fase x Tratamento	6	67,57	11,26	2,33	0,03
Erro	348	1683,71	4,84		
Total	359	2933,60		CV	69,16
pH					
Fase	3	4,82	1,61	62,31	0,00
Tratamento	2	0,06	0,03	1,25	0,29
Fase x Tratamento	6	0,35	0,06	2,24	0,04
Erro	348	8,97	0,03		
Total	359	14,20		CV	2,24

Tabela 14 – Comparação de médias nas variáveis turbidez, cor aparente, cor verdadeira, oxigênio dissolvido e pH avaliadas em experimento conduzido em esquema bifatorial em fases e com diferentes tipos de filtros (tratamentos).

	Água Bruta	d10=0,16mm	d10=0,45mm	Média da Fase
Fase		Turbidez		
1	20,38aA ⁽¹⁾	5,27aB	5,44aB	10,36a
2	6,65bA	2,50aA	1,89aA	3,68b
3	6,84bA	1,04aA	0,91aA	2,93b
4	15,25aA	1,19aB	1,31aB	5,92b
Média do Tratamento	12,28A	2,50B	2,39B	5,72
Fase		Cor Aparente		
1	288,77aA	73,82aB	74,84aB	145,81a
2	132,08bA	43,96aB	42,37aB	72,80b
3	146,12bA	42,68aB	40,81aB	76,53b
4	163,60bA	35,10aB	37,76aB	78,82b
Média do Tratamento	182,64A	48,89B	48,94B	93,49
Fase		Cor Verdadeira		
1	89,30aA	38,67aB	38,80aB	55,59a
2	47,35bA	30,76aA	30,04aA	36,05ab
3	47,00bA	33,52aA	36,17aA	38,90ab
4	48,60bA	26,89aA	27,89aA	34,46b
Média do Tratamento	62,87A	33,42B	33,90B	43,39
Fase		Oxigênio Dissolvido		
1	5,67aA	3,22aB	3,56aB	4,15a
2	5,73aA	3,04aB	2,33aB	3,70a
3	6,37aA	3,27aB	2,14aB	3,93a
4	2,05bA	0,34bB	0,45bB	0,95b
Média do Tratamento	4,96A	2,47B	2,12B	3,18
Fase		pH		
1	7,05cA	6,92cB	7,04bA	7,00d
2	7,09cA	7,13bA	7,12bA	7,11c
3	7,33aA	7,29aA	7,30aA	7,31a
4	7,21bA	7,24aA	7,24aA	7,23b
Média do Tratamento	7,17A	7,14A	7,17A	7,16

⁽¹⁾ Médias não seguidas de mesma letra minúscula na coluna ou maiúscula na linha diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade de erro.

Tabela 15 - Quadro da análise de variância com as fontes de variação (FV), graus de liberdade (GL), somas de quadrados (SQ), quadrados médios (QM), valor da estatística F calculado (Fcalc), P-valor do teste F (P-valor) e coeficiente de variação (CV, em %) para as variáveis temperatura, condutividade, taxa de filtração e relação K10/K0 avaliadas em experimento conduzido em esquema bifatorial no delineamento inteiramente casualizado em fases e com diferentes tipos de filtros (tratamentos).

FV	GL	SQ	QM	Fcalc	P-Valor
Temperatura					
Fase	3	174,09	58,03	18,16	0,00
Tratamento	2	33,80	16,90	5,29	0,01
Fase x Tratamento	6	9,40	1,57	0,49	0,82
Erro	348	1111,91	3,20		
Total	359	1329,21		CV	7,41
Condutividade					
Fase	3	38780,32	12926,77	65,63	0,00
Tratamento	2	1785,37	892,69	4,53	0,01
Fase x Tratamento	6	385,85	64,31	0,33	0,92
Erro	348	68544,33	196,97		
Total	359	109495,87		CV	12,32
Taxa de Filtração					
Fase	3	313,65	104,55	21,62	0,00
Tratamento	1	114572,78	114572,78	23692,54	0,00
Fase x Tratamento	3	93,56	31,19	6,45	0,00
Erro	232	1121,91	4,84		
Total	239	116101,90		CV	7,06
K10/K0					
Fase	3	2,79	0,93	18,93	0,00
Tratamento	1	0,90	0,90	18,29	0,00
Fase x Tratamento	3	0,36	0,12	2,47	0,06
Erro	232	11,40	0,05		
Total	239	15,46		CV	15,72

Tabela 16 – Comparação de médias nas variáveis temperatura, condutividade, taxa de filtração e relação K10/K0 avaliadas em experimento conduzido em esquema bifatorial em fases e com diferentes tipos de filtros (tratamentos).

	Água Bruta	d10=0,16mm	d10=0,45mm	Média da Fase
Fase		Temperatura		
1	23,00bA ⁽¹⁾	22,90bA	22,92bA	22,94b
2	24,81aA	24,15aA	24,11aA	24,36a
3	25,32aA	24,30aA	24,37aA	24,66a
4	25,12aA	24,23aA	24,33aA	24,56a
Média do Tratamento	24,56A	23,90B	23,93B	24,13
Fase		Condutividade		
1	111,49bA	104,06bA	110,27bA	108,61b
2	110,75bA	104,80bA	106,87bA	107,48b
3	134,88aA	128,76aA	132,13aA	131,92a
4	108,27bA	106,32bA	108,91bA	107,84b
Média do Tratamento	116,35A	110,99B	114,55AB	113,96
Fase		Taxa de Filtração		
1		9,74aB	52,94bA	31,34b
2		9,79aB	55,60aA	32,69a
3		9,45abB	52,69bA	31,07b
4		8,20bB	50,76cA	29,48c
Média do Tratamento		9,30B	52,99A	31,15
Fase		K10/K0		
1		1,27bA	1,26cA	1,26b
2		1,29bB	1,43bA	1,36b
3		1,38abB	1,57abA	1,48a
4		1,46aB	1,63aA	1,54a
Média do Tratamento		1,35B	1,47A	1,41

⁽¹⁾ Médias não seguidas de mesma letra minúscula na coluna ou maiúscula na linha diferem entre si pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade de erro.

4.4 ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DO MEIO FILTRANTE

Com o encerramento da fase de monitoramento dos parâmetros de qualidade da água e hidráulicos, que teve duração de 115 dias, seguiu-se com o preparo das amostras do meio filtrante de cada piloto com o fatiamento do meio filtrante, a fim de realizar uma análise da colmatação biológica.

Uma análise visual prévia, demonstrada na Figura 29A, expõe a formação do *schmutzdecke* no topo do meio filtrante da Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), e na Figura 29B o *schmutzdecke* da Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm).

Figura 29 – Análise visual da formação da *schmutzdecke* na camada superior dos filtros.



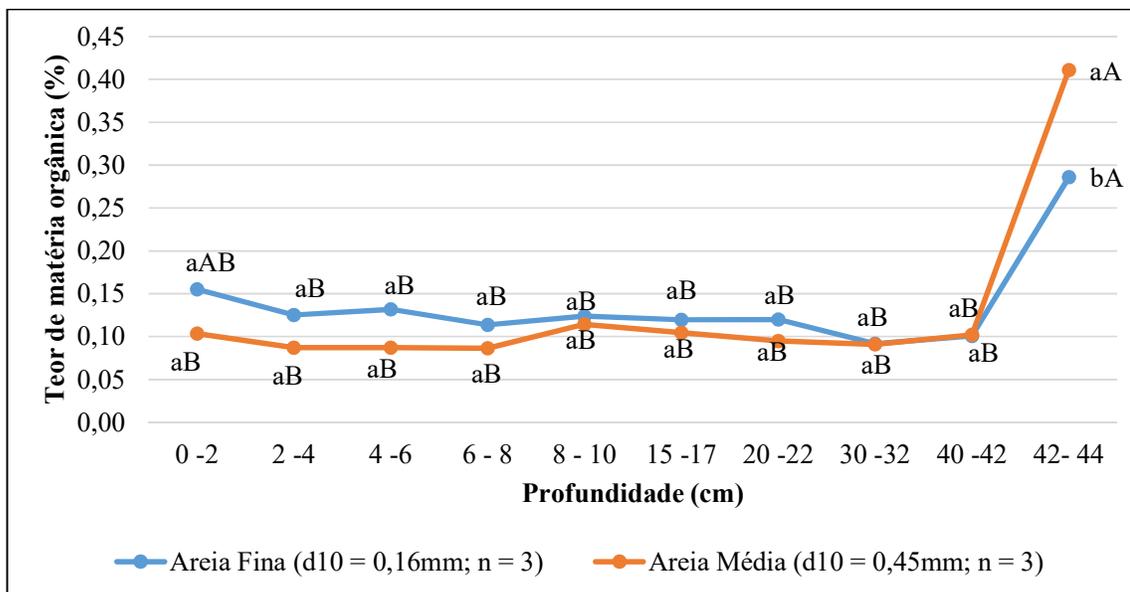
Legenda: (A) *schmutzdecke* em meio filtrante de granulometria média; (B) *schmutzdecke* em meio filtrante de granulometria fina. Fonte a autora (2020).

De acordo com a análise visual da Figura 29A, onde foi utilizada Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) como meio filtrante, a formação da *schmutzdecke* foi menor, demonstrando menor colmatção superficial se comparada a Figura 29B, onde foi utilizada Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm). Nesta há a formação de uma camada mais densa, escura, possivelmente com maior colmatção superficial. Isto se deve possivelmente ao menor espaço poroso entre os grãos, que retém partículas orgânicas e inorgânicas em suspensão, como também observado por Soares (2015).

4.4.1 Análise do comportamento do teor de matéria orgânica no sistema de filtração

Com base nos resultados apurados neste estudo, através da metodologia descrita anteriormente, pode-se observar, pela Figura 30, as oscilações no teor de matéria orgânica na Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e na Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), conforme a profundidade do meio filtrante. A partir da profundidade de 40-42 cm, nota-se, em ambos os meios filtrantes utilizados, um aumento abrupto do teor de matéria orgânica.

Figura 30 – Distribuição do teor de matéria orgânica em profundidade.



Legenda: Oscilações em Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) conforme a profundidade do meio filtrante. Fonte: a autora (2021). ⁽¹⁾Médias não seguidas de mesma letra minúscula entre tipos de filtros ou maiúscula entre profundidades diferem pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade de erro.

Entre profundidades, foi constatado maior teor na profundidade maior, sendo que somente nessa, a área média teve estatisticamente maior M.O.

É importante ressaltar que a filtração, enquanto fenômeno físico, está diretamente ligada a aspectos granulométricos do meio filtrante, e ao tamanho das partículas dispersas na água a ser filtrada, o que pode auxiliar no entendimento do fenômeno ocorrido. Para Brinck (2009), a eficiência do material utilizado como meio filtrante depende do tamanho dos grãos, da composição e uniformidade. Segundo Santos (2015), quanto mais desuniforme for o meio filtrante, menor serão os espaços vazios entre grãos de areia, e maior será a retenção de partículas.

Baseado nisso, é possível que tenha ocorrido o arraste de partículas sólidas e matéria orgânica para o interior das colunas, principalmente nas colunas de maior granulometria (Areia Média - $d_{10} = 0,45$ mm), que está associada à colmatação em profundidade (colmatação interna).

Supõe-se ainda que, a colmatação biológica ocorrida no interior das colunas de filtração seja também proporcional à taxa de filtração. Perujo et al. (2019), por exemplo, destacam o efeito das forças hidrodinâmicas no desprendimento e arraste de partículas em colunas filtrantes.

A qualidade da água bruta pode ainda influenciar na degradação que ocorre no filtro biológico e, possivelmente, o arraste de substâncias. Esta característica é observada e descrita desde as pesquisas de Huisman & Wood (1974), que relatam a degradação da matéria orgânica presente na água bruta gradualmente quebrada, e demais subprodutos como dióxido de carbono

e sais inorgânicos como sulfatos, nitratos e fosfatos que podem ser levados pelo efluente. Isto ocorre porque o mecanismo biológico de filtração, apontado por Liu et al. (2019), apresenta processos de sedimentação do material particulado, hidrólise dos compostos químicos orgânicos e da matéria orgânica.

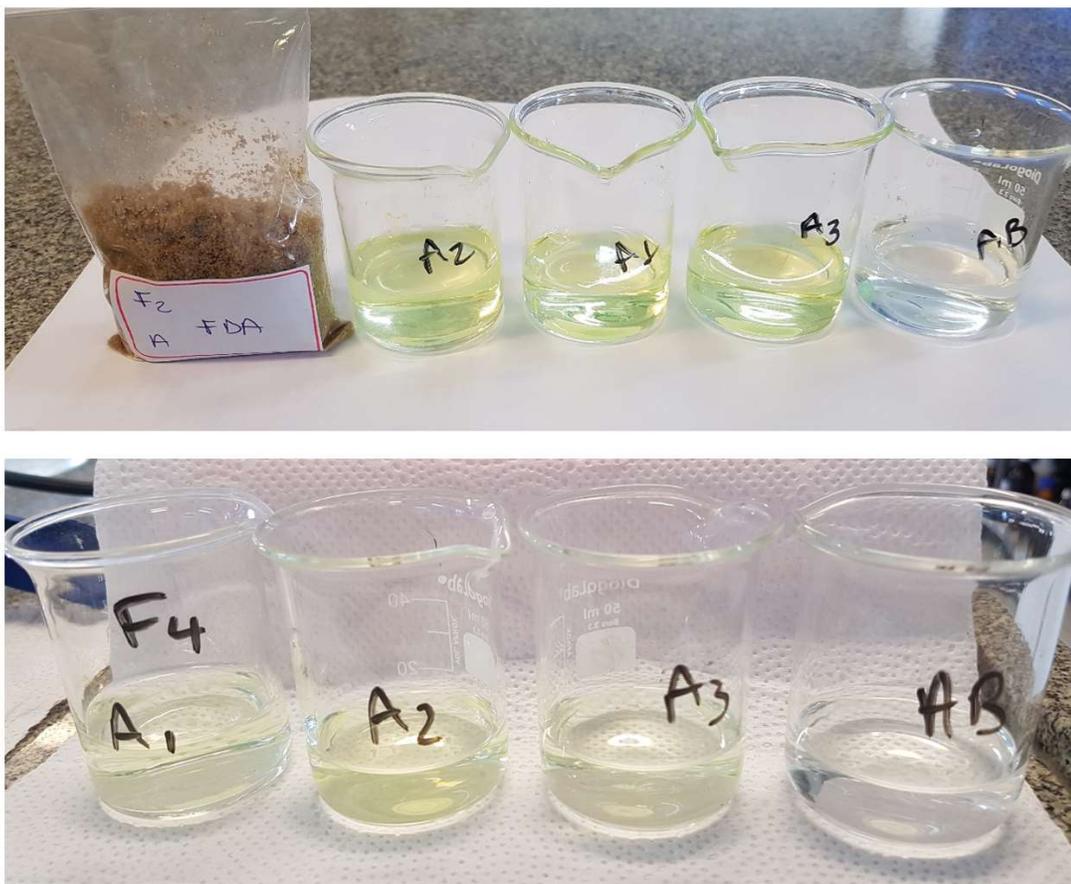
Tal situação remete a uma preocupação com relação à limitação deste sistema de filtração. Segundo o estudo de Manz (2004), a filtração lenta apresenta-se ineficiente para a remoção de compostos orgânicos e partículas coloidais, que podem, em caso de cloração, resultar em elevada concentração de trihalometanos na água filtrada. Desta forma, talvez houvesse a necessidade de pré-tratamento da água bruta, com a finalidade de reduzir o teor de material orgânico, ou pós-tratamento da água filtrada. Assim, recomenda-se cautela na seleção do material filtrante. A utilização de meio filtrante de granulometria um tanto heterogênea poderá trazer benefício ao processo de tratamento, melhorando a retenção de matéria orgânica nas camadas superiores do meio filtrante, e dificultando o acesso ao longo da profundidade.

4.4.2 Avaliação da colmatação biológica através do ensaio Hidrólise de Diacetato de Fluoresceína (FDA)

A técnica do Diacetato de Fluoresceína FDA, utilizada para evidenciar a bioatividade num sistema experimental de filtração em laboratório, traduz através da ação enzimática, a hidrólise do substrato liberando um corante a base de fluoresceína. Na

Figura 31 pode-se perceber como aconteceu a reação na triplicata (amostras A1, A2, A3) da camada “A” do filtro 2 (F2) de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) e seu branco (amostra AB). É possível observar o comportamento da fluoresceína liberada em amostras completas (triplicata), com exceção da amostra branco. A análise correspondente aos primeiros centímetros do leito filtrante (de 0 a 2 cm) do filtro F2, constituído por areia fina ($d_{10} = 0,16$ mm), e do filtro F4, constituído por areia média ($d_{10} = 0,45$ mm). Este registro foi realizado após a análise espectrofotométrica.

Figura 31 – Análise visual da colmatação biológica através da liberação de fluoresceína na primeira camada do filtro preenchida com Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm).

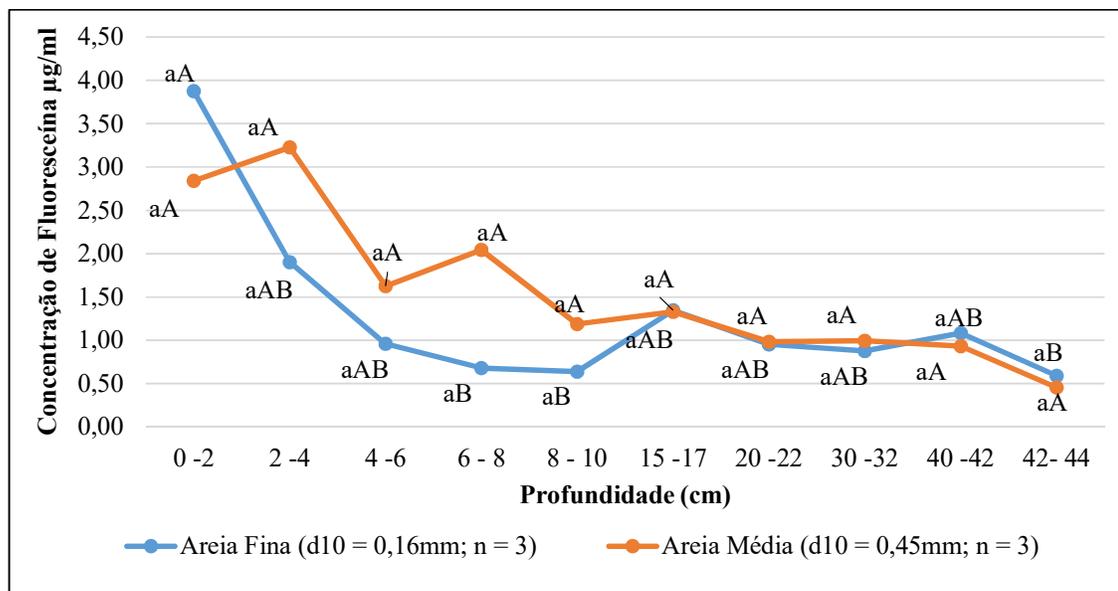


Legenda: Identificação visual da fluoresceína liberada em amostras completas (triplicata), com exceção da amostra branco. Análise correspondente aos primeiros centímetros do leito filtrante (de 0 a 2cm) de F2, areia fina (d_{10} : 0,16mm) e F4, areia média (d_{10} : 0,45mm). Registro realizado após a análise espectrofotométrica. Fonte: a autora (2020).

Este método é capaz de detectar a presença de organismos vivos, segundo Shan et al (2016), mas não fornece a medida direta no número de espécimes existente na amostra. No entanto, é reconhecido por muitos pesquisadores como uma ferramenta poderosa para medir a atividade microbiana. Como observado na

Figura 31, é visível a olho nú a diferença entre as camadas que posteriormente foram encaminhadas para leitura através de espectrofotometria, a fim de mensurar a fluoresceína liberada, para dar forma ao gráfico da Figura 32.

Figura 32 – Análise da colmatação biológica conforme a atividade enzimática utilizando fluoresceína.



Legenda: Oscilações nos níveis de fluoresceína segundo análise do meio filtrante. Fonte: a autora (2021). ⁽¹⁾Médias não seguidas de mesma letra minúscula entre tipos de filtros ou maiúscula entre profundidades diferem pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade de erro.

Entre os tipos de filtros não foi constatada diferença nas profundidades. Contudo, no filtro de areia fina, menor fluoresceína foi constatada nas profundidades de 6-8, 8-10 e 42-44 cm, não diferindo das profundidades 2-4, 4-6, 15-17, 20-22, 30-32 e 40-42 cm. No filtro de areia média, as diferenças entre profundidades não foram estatisticamente significativas.

Na Figura 32, observam-se as variações em termos de concentração de fluoresceína liberada na reação enzimática, conforme o tipo de meio filtrante dos pilotos Areia Fina ($d_{10} = 0,16\text{mm}$) e Areia Média ($d_{10} = 0,45\text{mm}$). Destaca-se uma maior concentração inicial na superfície dos meios filtrantes, e seu decréscimo em profundidade devido à queda da atividade microbiana. Em especial, observa-se uma queda mais acentuada na areia fina, quando comparada à areia média.

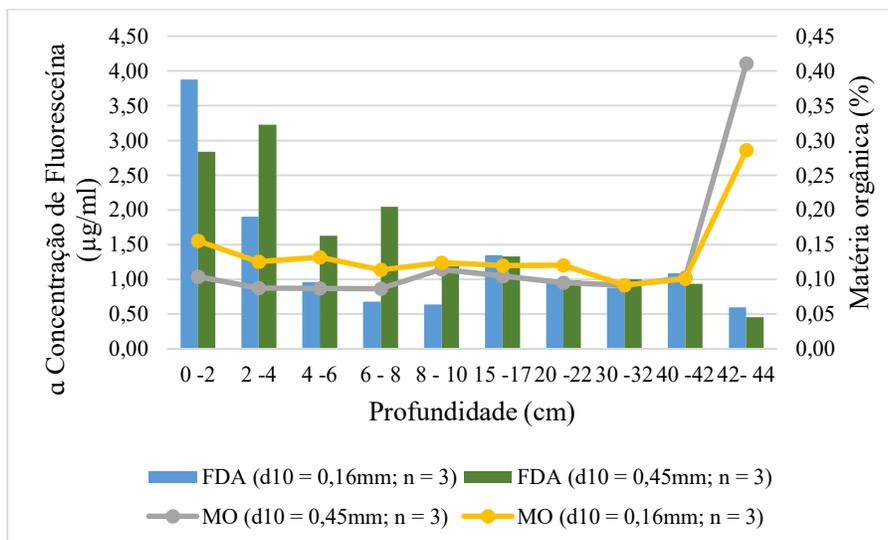
A concentração de fluoresceína na superfície da Areia Fina ($d_{10} = 0,16\text{mm}$) aproxima de $4\mu\text{g/mL}$ de amostra, o que sugere o maior grau de atividade microbiológica retida na camada superficial (0 – 2cm) da coluna, decaindo gradativamente conforme o aumento de profundidade, indicando menor atividade ao longo da profundidade da coluna de filtração. Por volta dos 15cm de profundidade, percebe-se um aumento na concentração que logo se estabiliza e torna a decair chegando a $0,5\mu\text{g/mL}$ no fundo da coluna.

Quando a Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) é observada, os valores iniciais se aproximam de $3 \mu\text{g/mL}$ na camada superficial (0 – 2cm), chegando a quase $3,5 \mu\text{g/mL}$ na segunda camada (2 – 4cm) e tornando a cair para $1,5 \mu\text{g/mL}$ na camada seguinte (4 – 6cm). Após estas oscilações as concentrações iniciam um decréscimo chegando no fundo com $0,5 \mu\text{g/mL}$ de fluoresceína. Esta maior concentração nas primeiras camadas se deve, provavelmente, à homogeneidade dos grãos utilizados neste experimento. Em paralelo, o maior espaço poroso disponível na Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), quando comparado ao da Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm), também favoreceu este fenômeno. Ambas características físicas, uniformidade e espaço poroso, permitiram um maior arraste de nutrientes, partículas orgânicas, e oportunamente microrganismos, conforme destacam Liu et al (2019), que são capazes de crescer assimilando nitrogênio e potássio solúvel, carbono orgânico e demais nutrientes presentes na água, oriundos da degradação e ciclagem de nutrientes.

Pizzolatti (2014), em seu estudo sobre filtração lenta retrolavável, relata ser comum em filtros de escoamento descendentes, a existência de maior atividade biológica na parte superior do filtro, que é diminuída com a profundidade. Através dos mecanismos de transporte, microrganismos e partículas diversas aderem à superfície dos grãos de areia do filtro. No entanto, se houver condições favoráveis podem atingir camadas mais profundas na busca por alimento, ocasionando a colmatação biológica em profundidade.

Conforme o estudo de Johnson et al. (1994), a biomassa microbiana é um indicador que representa a parte viva da matéria orgânica do solo. Assim, é oportuno tentar correlacionar, conforme demonstra a Figura 33, a concentração de fluoresceína ao teor de matéria orgânica disponível no meio filtrante.

Figura 33 – Avaliação da colmatação biológica de acordo com a atividade enzimática e teor de matéria orgânica.



Legenda: Atividade enzimática do Diacetato de Fluoresceína (FDA) em comparação ao teor de matéria orgânica (MO) no sistema. Fonte: a autora (2021).

Como é possível observar na Figura 33, mesmo havendo praticamente o mesmo teor de matéria orgânica em ambos os meios filtrantes até a profundidade de 40-42 cm, observa-se uma maior concentração de microrganismos, representado pela concentração de fluoresceína, nas primeiras camadas de meio filtrante de ambos os filtros. Isto ocorre, possivelmente, devido à maior concentração de oxigênio disponível na superfície do filtro, uma vez que o mesmo opera de maneira intermitente, com tempo de residência de 24 horas. Neste contexto, pode-se perceber que a camada biológica na superfície dos filtros é composta não só por material orgânico, mas também por organismos vivos ativos.

4.4.3 Avaliação da colmatação biológica através do ensaio da Desidrogenase cloreto de 2,3,5-trifenil-tetrazólio (TTC)

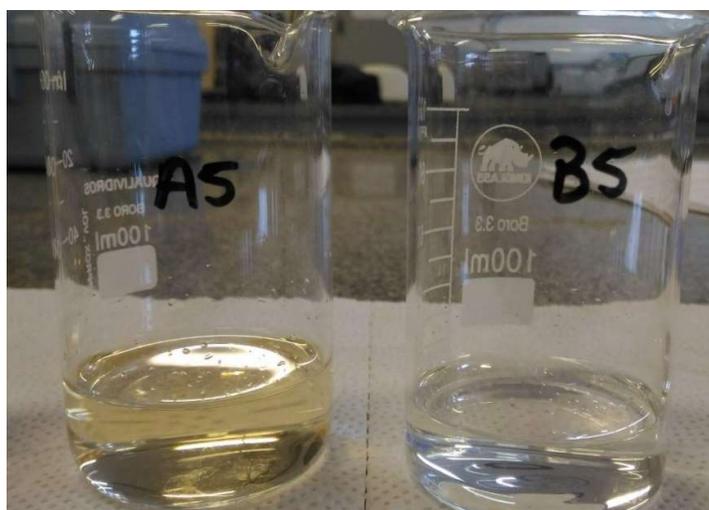
A técnica da desidrogenase do cloreto de 2,3,5-trifenil-tetrazólio (TTC) baseia-se na atividade das enzimas desidrogenases, que determina a atividade respiratória nas células vivas. Segundo Lur et al. (2014), este método serve como sensível indicador utilizado em pesquisas de monitoramento ambiental. Assim, esta técnica pode determinar a existência de microrganismos relacionados a processos de colmatação biológica.

Na Figura 34, pode-se perceber a diferenciação de cor entre duas amostras nas camadas (A e B) após o uso do TTC. Nas amostras, supõe-se a colmatação biológica pela liberação de formazan nas camadas mais superficiais da Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm). A amostra A refere-se à camada superficial, (primeiros 2 cm de profundidade), e a amostra B refere-se à segunda

camada do mesmo meio filtrante (2 a 4 cm de profundidade). Em ambas observa-se a liberação de formazan (TPF), produto da reação enzimática e indicador microbiológico; no entanto, fracamente demonstrado, significando que foi detectada apenas uma sensível e muito leve coloração celular.

A coloração resultante da reação da enzima é uma indicação positiva da viabilidade através da detecção indireta da respiração a nível celular (EMBRAPA, 2018). A respiração é um importante quantificador da atividade microbiana, capaz de representar a oxidação da matéria orgânica por organismos aeróbicos no consumo de O_2 e produção de CO_2 (MOREIRA et al., 2006). Tecidos não mais viáveis não reagem e em consequência não são tingidos (PETERS, 2007). Todavia a contar do melhor resultado encontrado no teste do FDA, onde foi possível indicar a existência de vida, na metodologia (TTC) a coloração foi insuficiente para confirmação da mesma, pois apresentou sutil coloração como demonstra a Figura 34, a lembrar que o formazan possui uma coloração avermelhada e intensa em reação normal, isto se deve muito possivelmente, em função do tempo de armazenamento do meio filtrante por sete dias, que em função da quantidade de amostras, sempre permaneceram refrigeradas até a realização de todo ensaio.

Figura 34 – Análise visual de colmatação biológica pela liberação de formazan nas camadas mais superficiais da Areia Fina ($d_{10} = 0,16\text{mm}$).

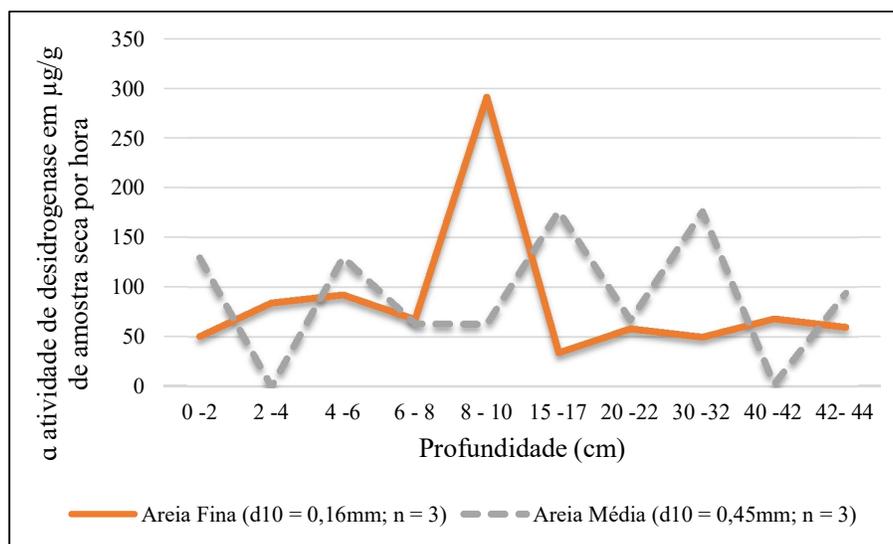


Legenda: Comparativo das amostras das camadas “A”(0 – 2 cm) e “B”(2 – 4 cm). Fonte: a autora (2020).

Conforme Pepper et al. (2015), enzimas desidrogenases catalisam reações de oxidação-redução necessárias a processos de respiração. Têm importante papel na oxidação da matéria orgânica porque atuam na transferência de prótons e elétrons do substrato para o aceptor.

Na Figura 35, é possível observar grandes oscilações na medida da desidrogenase de acordo a profundidade das camadas. Nas amostras do meio filtrante preenchido com Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm), os valores das triplicatas da atividade de desidrogenase, tendem a um leve aumento da camada superficial até a quarta camada em 6 cm. Neste ponto ocorre um pico acentuado até a camada seguinte (8 a 10cm), que pode ser relacionado à presença de organismos vivos que compõem a colmatação biológica na região. Logo em seguida um declínio brusco e praticamente se estabiliza até o final do processo na última camada, todavia a concentração de desidrogenase ainda se mantém similar a camada A (0 – 2cm).

Figura 35 – Análise da colmatação biológica de acordo com a atividade enzimática em profundidade demonstrada pela desidrogenase.



Legenda: Grande oscilação entre as granulometrias estudadas. Fonte: a autora (2021)

Talvez as concentrações de desidrogenase demonstradas através do método colorimétrico TTC relacionem-se a limitações na técnica que dificultem a caracterização microbiológica. Conforme Ohara (1992), trata-se de um método lento e extremamente sensível à luz. Apesar de todo empenho na realização da metodologia, possa ter havido alguma adversidade capaz de comprometer seu resultado.

4.4.4 Comparativo entre Relação Granulométrica e Atividade Enzimática Apontada no Experimento

Relacionando o presente experimento ao estudo de Liu et al. (2019), onde foram usadas granulometrias menos homogêneas (entre 0,15-0,3 mm, 0,3-0,9 mm, 0,9-1,35 mm) na configuração dos três filtros que foram analisados em profundidade, os autores perceberam um relevante decréscimo da atividade bacteriológica pesquisada, até os 20 cm de profundidade. Entre 20 e 90 cm, não houve desenvolvimento significativo de bactérias, este fenômeno se dá em função da baixa disponibilidade de nutrientes em camadas mais profundas. Com este dado é possível supor que exista uma importante relação entre questões granulométricas, porosidade, espaços intersticiais nos grãos que possam influenciar a atividade microbiológica em profundidade.

Com maior espaço entre grãos, visto da uniformidade da areia, o processo de colmatação pode tornar-se mais laborioso, desta forma a percolação da água pelo meio filtrante será mais ativa, carreando partículas, oxigênio, nutrientes e conseqüentemente mais microrganismos pela profundidade da coluna, originando o processo de colmatação interna.

Pelo estudo de Nhanca et al. (2018), o crescimento microbiológico no interior do piloto tem estreita relação com o tempo de utilização do sistema e a qualidade da água bruta. A taxa de crescimento biológica é vinculada à quantidade de elementos na água bruta, a taxa de filtração e ainda ao tamanho efetivo da areia.

No panorama deste experimento, onde optou-se por avaliar o desenvolvimento microbiológico em uma distribuição granulométrica mais homogênea, é possível ter havido um favorecimento da percolação das mais diversas micro espécies e partículas presentes ao longo do meio filtrante, este fato, pode determinar uma maior colmatação interna.

Como apontado através do teste enzimático do FDA, pode-se perceber atividade enzimática ao longo da profundidade do meio filtrante, ou seja, seres biologicamente ativos e atuantes no processo de filtração, presentes nas diferentes camadas dos pilotos testados. Fato este, vinculado à percolação de partículas orgânicas como demonstrado anteriormente com a distribuição da matéria orgânica em profundidade, que podem ter contribuído em termos de condições nutricionais, ao desenvolvimento da vida. No teste enzimático do FDA houve relação com a existência de células viáveis, ou seja, microrganismos vivos, todavia para o TTC, não foi possível visualizar uma correlação no método considerando como resposta a conversão de TTC em TPF. Dos dois ensaios colorimétricos testados, o FDA apresentou resposta mais evidente, concreta e com maior intensidade de coloração comparativamente ao TTC.

Estatisticamente, para matéria orgânica, somente houve diferença entre filtros na camada 42 - 44 cm, com valor superior para Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) ($p < 0,05$). Entre camadas, maior valor foi verificado na camada 42 - 44 cm em ambos os filtros, seguido da camada 0 - 2 cm no filtro de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm). Para TTC, não houve diferença entre filtros em nenhuma camada e nem entre camadas no mesmo filtro ($p > 0,05$). Para FDA, não houve diferença entre filtros em nenhuma camada ($p > 0,05$). No filtro de Areia Fina ($D_{10} = 0,16$ mm), maior valor foi observado na camada 0 - 2 cm, não diferindo das camadas 2 - 4, 4 - 6, 15 - 17, 20 - 22, 30 - 32 cm, sendo que estas também não diferiram das demais camadas avaliadas pelo teste de *Tukey* ($p > 0,05$). No filtro de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), não foi constatada diferença significativa entre camadas pelo teste de *Tukey* ($p > 0,05$).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através dos resultados obtidos no presente trabalho, com as condições de operação adotadas, pode-se destacar que:

- Individualmente, foi possível perceber uma evolução desigual no desempenho em cada um dos pilotos no decorrer do experimento, o que sugere uma estreita relação entre um conjunto de fatores tais como: tempo de operação, taxa de filtração e o coeficiente de uniformidade do meio filtrante, resultando em colmatação em profundidade, além de uma maior carreira de filtração.
- Os parâmetros físicos analisados sugerem que: a turbidez demonstrou alterações mais significativas na segunda quinzena das análises, posterior a este momento, o sistema se estabilizou, suportando inclusive um pico de 144 uT na água bruta. Neste parâmetro, as variações foram muito similares às demonstradas em cor. Tanto para cor aparente quanto cor verdadeira, o sistema suportou bem as variações ocasionadas por dias de fortes chuvas. Tanto para cor como para turbidez, ambos os pilotos não apresentaram resultados em acordo com a legislação brasileira de potabilidade da água. A temperatura oscilou entre 21 e 26°C durante todo o experimento. Nestes parâmetros, estatisticamente não se constatou diferença significativa entre as duas configurações de filtros.
- Para os indicadores químicos analisados, foi verificado que as características de condutividade elétrica, em ambas as granulometrias, se mantiveram

constantemente ligadas às variações da água bruta, muito embora tenham suavizado maiores picos ocorridos. O pH teve leve tendência a aumento, salvo uma oscilação mais severa numa semana específica. O oxigênio dissolvido demonstrou variações de 1 a 10 mg.L⁻¹, estável apenas no último mês das análises, todavia sempre apresentou valores menores aos da água bruta durante todo o processo, indicando consumo pela atividade microbiana. Nestes parâmetros também não houve constatação estatística de diferença significativa entre as granulometrias dos filtros.

- Quanto às propriedades hidráulicas avaliadas, pode-se supor que houve constância da condutividade hidráulica em Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) e em Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) indicando processo colmatativo estável. A taxa de filtração permaneceu estável em Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm), tendendo a queda no final. Na Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm), houve um decréscimo na primeira semana e depois tornou a aumentar, oscilando na maior parte do experimento, até estabilizar no final dos dias de análise.
- Se mantidas condições hidráulicas aplicadas, como neste experimento, os filtros podem ser capazes de operar por longos períodos, apresentando baixas perdas de carga no sistema.
- Estatisticamente, os parâmetros hidráulicos em valor de condutividade hidráulica, vazão e taxa de filtração dos filtros de Areia Média ($d_{10} = 0,45$ mm) foram superiores ao de Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm) em todas as amostras.
- Há de se ressaltar a importância da seleção do meio filtrante no que se refere à distribuição granulométrica, especialmente no tocante à homogeneidade. Em meios filtrantes uniformes e mal graduados, como não há grãos de menor diâmetro para preencher os poros entre os grãos maiores, ocorre um aumento na velocidade de percolação intragranular, que pode causar desprendimento de partículas aderidas aos grãos, ocasionando as variações de turbidez no filtrado, possivelmente, a causa da maior turbidez em Areia Fina ($d_{10} = 0,16$ mm).
- Supõe-se que a uniformidade e a má graduação do meio filtrante favoreçam a percolação da água e o arraste de partículas orgânicas na profundidade dos filtros, causando também colmatação em profundidade nas colunas.
- Talvez, na configuração atual das colunas testadas, seja possível um maior tempo de utilização do filtro, sem necessitar frequentes processos de limpeza, o

que proporciona uma maior vida útil do piloto e o torna mais atrativo à população, embora haja risco à qualidade da água filtrada.

- No ensaio enzimático através da hidrólise do FDA, foi possível visualizar a colmatação biológica do meio filtrante. A maior concentração de microrganismos e nutrientes condizente com as primeiras camadas das colunas. Ao observar os resultados do método FDA é possível supor a veracidade de tais informações, visto que maiores concentrações de fluoresceína, inicialmente mais altas, decaem em profundidade.
- Na técnica da desidrogenase do TTC, o ensaio demonstrou concentrações oscilantes ao longo da profundidade, que mascaram o resultado, possivelmente devido ao erro experimental, o que demonstra que o resultado do ensaio pode não ser significativo.
- Conclui-se ainda que, nestas condições hidráulicas, os filtros sejam capazes de operar por longos períodos, apresentando baixa colmatação e proporcionando uma maior vida útil ao filtro.

Recomenda-se a continuidade dos trabalhos, especificamente buscando avaliar o comportamento dos filtros, quando operados em diferentes taxas de filtração, visando à melhoria da eficiência de remoção. Ou ainda, sobre as possíveis maneiras de melhorar o desenvolvimento de biofilme, de modo que quando houver necessidade de realizar manutenção, não ocorra redução da eficácia do processo de filtração.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAM; DUNCAN, H. J. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. **Soil Biology and Biochemistry**, p. 943-951, 2001.

AGUILA, N; DI BERNARDO, L. Organismos Responsáveis pelo Amadurecimento do Filtro Lento de Areia Precedida da Pré- Oxidação com Ozono ou Peróxido de Hidrogênio. S.Carlos (SP). In:22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 2013. **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**. Joinville: ABES, 2003

AGUIRRE, M. G. Análise da comunidade bacteriana presente em sistemas de filtração lenta em areia adicionada de diferentes metais, 2017.

AKRAM, A. et al. Development of an automated ballast water treatment verification system utilizing fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of treatment efficacy. **Water Research**, Volume 70, 1 March 2015, Pages 404-413, 2015.

ALEKSANDROV, A. A.; TRAKHTENGERTS, M. S. Viscosity of water at temperature of - 20 to 150°C, **Inzhenerno-Fizicheskii Journal**, 1974.

ALEM, A. et al. Filtration of kaolinite particles in a saturated porous medium: hydrodynamic effects, **Hydrogeology Journal**, Volume 21, Issue 3, p.573-586, 2013.

AMBIENTAL, C. D. P. E. T. FILTRO DE AREIA LENTO. Centro de Planejamento e Tecnologia Ambiental: Portfólio CEPT. [S.l.], p. water-waste-water-engineering-5076-monsoon-2016/slow-sand-filter-monsoon-2016-uc3314. 2016.

AMUI, C. R.; MORUZZI, M. C. M. **Desenvolvimento e avaliação de protótipos de filtro lento para tratamento de água em domicílios rurais**. Monografia Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia, Brasília, 2017.

ARAÚJO, S. F. D.; MONTEIRO, R. T. R. BIOLOGICAL INDICATORS OF SOIL QUALITY. **Bioscience Journal**, p. 66-75, 2007.

ARNON, et al. Effects of overlying velocity, particle size, and biofilm growth on stream–subsurface exchange of particles. **Hydrological Processes**, p. 108-114, 2010.

ARORA, H. Period, Optimising the Ripening of Slow Sand Filters. Delft University of Technology, 29 set. 2017.

AYRES, M.; DANIEL, L. A.; ALEX, D. A. S. D. S. BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Belém: Ong Mamiraua, p. 5. Ed., 364p., 2007.

BAHGAT, M. M. M.; DEWEDAR, ; ZAYED, A. Sand-filters used for wastewater treatment: buildup and distribution of microorganisms. **Water Research**, p. 1949-1955, 1999.

BARROS, T. C. Avaliação da Remoção de turbidez em filtros do tipo rápido de fluxo descendente sob diferentes concentrações de pré-cloração. Universidade Federal de Alagoas, 2019.

BOWLES, T. M. et al. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. **Soil Biology and Biochemistry**, p. 252-262, 2014.

BRAGA, F. M. G. Dupla Filtração em Filtros Ascendentes de Pedregulho e Filtros Descendentes de Areia Aplicada à Remoção de Algas: Influência da Taxa de Filtração e Granulometria do Filtro de Areia. Brasília, 2005.

BRASIL, I. T. www.tratabrasil.org.br. <http://www.tratabrasil.org.br/blog/2019/04/18/venha-conhecer-as-etapas-para-o-tratamento-de-agua/>, 2019. Acesso em: 11 jan. 2021.

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. PORTARIA GM/MS Nº 888, DE 4 DE MAIO DE 2021. Acesso em: 04 fev. 2021.

BREUNIG, F. M.; BALBINOT, R.; OLIVEIRA, E. C. M. **Localização das microrregiões de Frederico Westphalen no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil**. UFSM/FW. Santa Maria/RS, p. <https://www.researchgate.net/publication/235765833>. 2012.

BRINCK, N. C. P. **Avaliação do tipo de material filtrante no comportamento hidráulico de filtros rápidos de camada profunda no tratamento de águas de abastecimento**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2009.

CADERNO técnico: projeto e operação de filtros lentos retrolaváveis para o tratamento de água para abastecimento /, 2019. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/web/guest/biblioteca-eletronica/publicacoes/estudos-e-pesquisas1/-/asset_publisher/qGiy9skHw4ar/content/caderno-tecnico-projeto-e-operacao-de-filtros-lentos-retrolavaveis-para-o-tratamento-de-agua-para-abastecimento?inheritRedirect>. Acesso em: 12 fev. 2021.

CAMPOS, et al. Desenvolvimento de biomassa em filtros de areia lentos. **Water Research**, p. 4543-4551, 2002.

CANDICE, Y.-R.; CHANDRA, M. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research**, vol. 49, Pages 1-10, 2014.

CAWST. Biosand filter construction manual. **Center for Affordable Water and Sanitation Technology** - Canadá, 2012. Disponível em: <<https://www.hwts.info/products-technologies/074f5f20/biosand-filter/technical-information>>.

CETESB. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo. 2019.

CREANGA, D.; NADEJDE, C. Molecular modelling and spectral investigation of some triphenyltetrazolium chloride derivatives. **Chemical Papers**. Romania, n. DOI: <https://doi.org/10.2478/s11696-013-0429-2>, 2014.

CUTHBERT, M. O. et al. Impacts of river-gas on the hydraulic and thermal dynamics of the hyporheic zone. **Advances in Water Resources**, 2010. ISSN doi: 10.1016/j.advwatres.2010.09.

DALSASSO, R. L. **Estudo de diferentes materiais para floculação em meio granular, precedendo a filtração rápida descendente no tratamento de água para abastecimento.** Tese Doutorado - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2005.

DE SOUZA, F. H. **Tratamento de água para abastecimento por meio de filtros lentos de fluxo ascendente com limpeza por retrolavagem e descarga de fundo.** Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, Florianópolis, 2015.

DE SOUZA, F. H. et al. **Influência do tipo de processo de limpeza lenta do filtro de areia na biomassa da mídia do filtro: retrolavagem versus raspagem.** Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2020.

DESCHESNE, ; PALLUD, ; GRUNDMANN, G. L. Distribuição espacial de bactérias em microescala no solo. **The Spatial Distribution of Microbes in the Environment.** Springer, Dordrecht. New York, NY, https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6216-2_4, 2007.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água. 2.ed., v.1.** Minas Gerais ed: Rima, 2005.

DIAS, C. M.; OLIVEIRA, H. D.; KUROKAWA,. Mathematical model for decision-making for non-potable water system of residential buildings: decentralised or centralised. **Ambiente Construído.** São Paulo, 08 maio 2020. Disponível em: <DOI:10.11606/D.3.2017.tde-17072017-114611>.

DICK, P.; BREAKWELL, P. Soil Enzyme Activities and Biodiversity Measurements as Integrative Microbiological Indicators. **Methods for Assessing Soil Quality, SSSA Special Publication**, 1996.

DIOGO, L. A.; NHAMBIU, J.; NHUMAIÓ, . Sistema de potabilização da água. Projecto de Curso. Maputo, 12 dez. 2010.

ELLIOTT, M. A.; DIGIANO, F. A.; SOBSEY,. Virus attenuation by microbial mechanisms during the idle time of a household slow sand filter. **Water Research**, v. Volume 45, Issue 14, Agosto de 2011, páginas 4092-4102, p. 4092-4102, 2011.

EMBRAPA, E. B. D. P. Metodologia do teste de tetrazólio em sementes de soja, Londrina, PR, 2018.

EMMENDOERFER, M. L. **Filtração Lenta com retrolavagem para propriedades rurais de uso familiar.** Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalho de Conclusão de Curso. Florianópolis, 2006.

FARIAS, N. J. V. D. Desempenho de filtros lentos período de amadurecimento precedidos de pré-filtração em pedregulho no tratamento de água contendo células tóxicas de *Microcystis aeruginosa*., 10 abr. 2012. <<https://repositorio.unb.br/handle/10482/10237>>.

FERREIRA, D. F. Sisvar: um sistema de análise estatística de computador. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras - MG, Universidade Federal de Lavras, 2011. ISSN <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>.

FREDERIKS, W. M. Improved Localization of Glucose-6-phosphate Dehydrogenase Activity in Cells with 5-Cyano-2, 3-ditolyl-tetrazólium Chloride as Fluorescent Redox Dye Reveals its Cell Cycle-dependent Regulation. **Journal of Histochemistry & Cytochemistry**, v. 54, n. 1 p. 47-52, 2006.

FREITAS, B. L. S.; SABOGAL-PAZ, L. P. Pretreatment using *Opuntia cochenillifera* followed by household slow sand filters: technological alternatives for supplying isolated communities. **Environmental Technology**, p. 2783-2794, 2019.

GREEN, V. S.; STOTT, D. E.; DIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 38, n. 4, p. 693-701, 2006. ISSN <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.06.020>.

GUCHI, E. Review on Slow Sand Filtration in Removing Microbial Contamination and Particles from Drinking Water, Ethiopia, **American Journal of Food and Nutrition**, 2015, Vol. 3, No. 2, 47-55, 2015.

GUEDES, L. et al. Aplicação da filtração em margem de rio como alternativa de tratamento de água para comunidades isoladas. **Revista DAE**, p. 83-94, 2017.

GUEDES, T. L.; FERNANDO H. DE SOUZA, D. B. I. G.; ALONDRA B. A. PEREZ, R. L. D. M. L. S. Aplicação da filtração em margem de rio como alternativa de tratamento de água para comunidades isoladas., **Revista DAE**, núm. 215 vol. 67, n. DOI: 10.4322/dae.2019.007, 2017.

GUTIÉRREZ, J. P. et al. Natural recovery of infiltration capacity in simulated bank filtration of highly turbid waters, **Water Research**. Colombia, Volume 147, 15 December 2018, Pages 299-310, 2018.

HAIG, S.-J. et al. Replicando a comunidade microbiana e o desempenho da qualidade da água de filtros lentos de areia em escala real em filtros de escala de laboratório. **Water Research**, Volume 61, 15 de setembro de 2014 , páginas 141-151, 2014.

HAIG, S.-J. et al. The relationship between microbial community evenness and function in slow sand filters. **American Society for Microbiology**, Escócia, 2015.

HASAN, H. A.; MOHD, H. M.; NUR, ' I. A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources. **Journal of Water Process Engineering**, Bangi, Malásia, Volume 33, n. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101035>, 2020.

HELLER, L.; PÁDUA, L. D. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: UFMG, 2010.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration**. Geneva: Organização Mundial de Saúde. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/38974>, 1974.

HUSTON, L. D.; FOX, J. F. Clogging of fine sediment within gravel substrates: Dimensional analysis and macroanalysis of experiments in hydraulic flumes. **Journal of Hydraulic Engineering**, 2015.

HUSTON, L. D.; FOX, J. F. Clogging of Fine Sediment within Gravel Substrates: Dimensional Analysis and Macroanalysis of Experiments in Hydraulic Flumes.. **Jornal of Hydraulic Engineering**, n. 141(8):04015015. 2015, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE**, 2020. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente>>. Acesso em: 2021 jan. 10.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARTIZATION. ISO 23753-1:2005(E) Soil quality - Determination of dehydrogenase activity in soils: Part 1: Method using triphenyltetrazolium chloride (TTC). Suíça, 2005. Disponível em: <<https://www.iso.org/obp/ui/es/#iso:std:iso:23753:-1:ed-1:v1:en>>.

JENKINS, M. W.; TIWARI, S. K.; DARBY, J. L. Bacterial, viral and turbidity removal by intermittent slow sand filtration for household use in developing countries: Experimental investigation and modeling. **Water Research**, p. 6227 - 6239, 2011.

JIANG, S. et al. Optimisation for assay of fluorescein diacetate hydrolytic activity as a sensitive tool to evaluate impacts of pollutants and nutrients on microbial activity in coastal sediments. **Marine Pollution Bulletin**. v. 110, n. 1, p. 424-431, 2016.

JOHNSON, D. B.; WILLIAMSON, J. C. Conservation of mineral nitrogen in restored soils at opencast coal mine sites: I. Results from field studies of nitrogen transformations following restoration. **Soil Science**, p. 311-317, 1994.

JUNILLON, T.; MORAND, L.; FLANDROIS, J. P. Enhanced tetrazolium violet reduction of Salmonella spp. by magnesium addition to the culture media. **Microbiologia Alimentar**. Villeurbanne, França, Volume 42 , páginas 132-135, 2014.

LA SERRA, R. R.; BOTARI, J. C.; BOTARI, A. Eficiência da filtração de efluentes em leito de areia em função da variação da granulometria e da taxa de aplicação superficial. **Health and Environment World Congress**. 20-23 jul. 2014.

LAUTENSCHLAGER, K. et al. Abundance and composition of indigenous bacterial communities in a multi-step biofiltration-based drinking water treatment plant. **Water Research**, Dübendorf, Switzerland, 2014.

LEA, M. Filtros Biológicos de Areia: Técnica de Biorremediação de Baixo Custo para Produção de Água Potável, v. 33, Páginas 1G.1.1-1G.1.27, n. <https://doi.org/10.1002/9780471729259.mc01g01s33>, 2014.

LIMA, A. J. et al. Filtração lenta: mapeamento sistemático de teses e dissertações brasileiras. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering**, p. 132-146, 2019.

LINHARES, B. D. **Filtros granulares (areia e carvão ativado) para pós-tratamento de efluente anaeróbio**. Dissertação, Universidade Federal de Pernambuco - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife, 2017.

LIU, L. et al. Applying Bio-Slow Sand Filtration for Water Treatment, **Polish Journal of Environmental Studies**. Liaocheng, Shandong Province, China, Vol. 28, 2243-2251, 2019.

LOZADA, D. et al. Decrease of the hydraulic conductivity of sand columns by *Methanosarcina barkeri*. **World journal of microbiology & biotechnology**, v. 10, n. <https://doi.org/10.1007/BF00414873>, p. n. p. 325- 333, 1994.

LUNARDI, S. **Estudo de arranjo granulométrico e condições operacionais de pré filtração seguida de filtração lenta**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen, 03 de novembro 2021.

LUR, E. et al. Microbial properties and attributes of ecological relevance for soil quality monitoring during a chemical stabilization field study. **Applied Soil Ecology**, p. 1-12, 2014.

MACIEL, P. M. F. **Filtração lenta domiciliar como alternativa de tratamento de água em comunidades isoladas: eficiências com e sem controle de nível da água e aceleração do amadurecimento**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, SP, 06 nov. 2018.

MACIEL, P. M. F.; SABOGAL-PAZ, L. P. Household slow sand filters with and without water level control: continuous and intermittent flow efficiencies. **Environmental Technology**, p. 944-958, 2018.

MAIACHOWSKA-JUTSZ, A.; MATYJA, K. Discussion on methods of soil dehydrogenase determination. **International Journal of Environmental Science and Technology**, p. 7777–7790, 2019.

MALLONGI, A. et al. Clean water treatment technology with an up-flow slow sand filtration system from a well water source in the Tallo district of Makassar. **Journal of Environmental Science and Technology**, Pakistan, v. Vol.10 No.1 pp.44-48, 2017.

MARTINS, M. **Estudo da Colmatação Biológica Através da Atividade Enzimática em Colunas de Simulação de Sistema de Filtração em Margem**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen, 14 abr. 2021.

MCKENZIE, N.; COUGHLAN, K.; CRESSWELL, H. Soil physical measurements and interpretation for land evaluation, CSIRO, 2002.

MEDEIROS, R. C. O. et al. Drinking water treatment by multistage filtration on a household scale: Efficiency and challenges. **Water Research**, Volume 178, 1 July 2020, 115816, 2020.

MORAIS, W. A. et al. Qualidade sanitária da água distribuída para abastecimento público em Rio Verde, Goiás, Brasil. **Cadernos Saúde Coletiva**, p. 361-367, 2016.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA., J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. ed. Lavras/MG: Universidade Federal de Lavras/MG, 2006.

MORITZ, M. M.; FLEMMING, H.-C.; WINGENDER, J. Integration of *Pseudomonas aeruginosa* and *Legionella pneumophila* in drinking water biofilms grown on domestic plumbing materials. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, p. 190-197, 2010.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. A filtração lenta em areia como alternativa tecnológica para o tratamento de águas de abastecimento no Brasil. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 19. II 085, 1997.

NAKAMOTO, N.; GIMBEL, R.; NIGEL, G. **Progress in Slow Sand and Alternative Biofiltration Processes**. Londres: IWA Publishing, 2014.

NAKHLA, G.; FAROOQ, S. Nitrificação-desnitrificação simultânea em filtros de areia lentos. **Journal of Hazardous Materials**, p. 291-303, 2003.

NAPOTNIK, J. A.; BAKER, ; JELLISON, K. L. Effect of Sand Bed Depth and Medium Age on *Escherichia coli* and Turbidity Removal in Biosand Filters. **Environmental Science & Technology**, p. 3402–3409, 2017.

NASCIMENTO, R. F. D. et al. **ADSORÇÃO: Aspectos Teóricos e Aplicações Ambientais**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2014.

NEVES, S. P.; HELLER, L. O direito humano à água e ao esgotamento sanitário como instrumento para promoção da saúde de populações vulneráveis. **Ciência & Saúde Coletiva**, p. 1861-1870, 2016.

NHANCA, N. J.; TEIXEIRA, M. R. Filtro lento de areia no tratamento de água subterrânea para abastecimento público. Estudo de caso: Ilha de Bolama (Guiné-Bissau), 01 jun. 2018. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10400.1/12228>>.

NICOLAU, P. B. **Microrganismos e ambiente: ar e água, solo e extremos**, 2016. Disponível em: <www.uab.pt>.

NITZSCHE, K. S. et al. Composição da comunidade microbiana de um filtro de areia doméstico usado para remoção de arsênio, ferro e manganês das águas subterrâneas no Vietnã, Vietnã, 2015.

OLIVEIRA, A. F. D.; LEITE, I. D. C.; VALENTE, J. G. Global burden of diarrheal disease attributable to the water supply and sanitation system in the State of Minas Gerais, Brazil: 2005, Rio de Janeiro, v. 20 no.4, 2015.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Progresso em Saneamento e Água Potável**. Genebra. 2012.

PANDEY, ; AGRAWAL, ; BOHRA, S. Effects of conventional tillage and no tillage permutations on extracellular soil enzyme activities and microbial biomass under rice cultivation. **Soil and Tillage Research**, p. 51-60, 2014.

PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; GENTRY, T. J. **Environmental Microbiology** (Third edition). [S.l.]: Academic Press, 2015.

PERUJO, N.; A.M.ROMANI; X.SANCHEZ-VILA. A bilayer coarse-fine infiltration system minimizes bioclogging: The relevance of depth-dynamics, **Science of The Total Environment** . Volume 669, 15 June 2019.

PFANNES, K. R. et al. Selective elimination of bacterial faecal indicators in the *Schmutzdecke* of slow sand filtration columns, **Microbiologia Aplicada e Biotecnologia**. <https://doi.org/10.1007/s00253-015-6882-9>, 2015.

PINTO, C. D. S. Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 Aulas, São Paulo: Oficina de textos, Ed. 3, 2011.

PIZZOLATTI, B. S. **Estudos de limpeza de filtro lento por raspagem e retrolavagem**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2010.

PIZZOLATTI, B. S. **Influência da técnica de limpeza de filtros lentos e diâmetro dos grãos sobre a qualidade da água produzida, com destaque para remoção de carbamatos e oocistos de *Cryptosporidium* (simulados por microesferas)**. Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

PIZZOLO, J. P. **Avaliação do Transporte de soluto e de correlações para Estimativa de Perda de Carga em Filtração Descendente com Leito Granular**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

PLESSIS, A. D. Desafios globais da qualidade da água. In: Freshwater Challenges of South Africa and its Upper Vaal River. **Springer Water**. https://doi.org/10.1007/978-3-319-49502-6_2, 2017.

POLICARPO, A. C. D. F. **Vias alternativas mitocondriais: clonagem e caracterização do gene da NADH desidrogenase alternativa de *A. Fumigatus***. Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto, SP2008.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FREDERICO WESTPHALEN. <https://www.fredericowestphalen-rs.com.br/>, 2021. Disponível em: <<https://www.fredericowestphalen-rs.com.br/>>. Acesso em: 10 jan. 2021.

RANJAN, P.; MANJEET, P. *Schmutzdecke*- A Filtration Layer of Slow Sand Filter. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, India, 2018.

REIS NETO, A. F. **Influência das condições de aplicação do carvão ativado pulverizado na eficiência de remoção de matéria orgânica no tratamento de água em ciclo completo**. Dissertação Mestrado. Universidade Federal do Tocantins Palmas, 2020.

REMÍGIO, F. N. **Estudo da colmatção biológica de sistemas filtro-drenantes sintéticos de obras de disposição de resíduos domésticos urbanos sob condições anaeróbicas**. Tese Doutorado. Universidade de Brasília. 2011.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. D. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Blucher, 2017.

RODGERS, M.; J. MULQUEEN, M. G. H. Surface Clogging in an Intermittent Stratified Sand Filter. **Soil Science Society of America Journal**, 2004. ISSN <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1827>.

ROJANSCHI, Y.; MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research**, p. 1-10, 2016.

SABOGAL-PAZ, L. P. et al. Household slow sand filters in intermittent and continuous flows to treat water containing low mineral ion concentrations and Bisphenol A. **Science of The Total Environment**, v. Volume 702, 1 de fevereiro de 2020 , 135078, p. 135078 - 135091, 2020.

SABOGAL-PAZ, L. P.; ANDREOLI, F. Household slow sand filter to treat groundwater with microbiological risks in rural communities. **Journal Title: Water Research**, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116352>>.

SAMPAIO, A. P. L. Abastecimento de água para comunidades amazônicas: estudo do caso vila do lago do limão, município de iranduba, estado Amazonas, Manaus, 2015.

SÁNCHEZ, L. D.; LATORRE, J.; GALVIS, G. Comportamiento de la población de algas y protozoos después de la limpieza de la biomembrana en un filtro lento en arena., v. Rio de Janeiro: ABES, 1999a, n. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.

SANTOS, R. A. D. Efeito da Taxa de Aplicação Superficial na Remoção de Matéria Orgânica em Filtros de Areia, João Pessoa/Paraíba, 2015.

SCHUMACHER, T.; EYNARD, ; CHINTALA, R. Rapid cost-effective analysis of microbial activity in soils using modified fluorescein diacetate method. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 4759-4762, 2015.

SHAN, J. et al. Optimisation for assay of fluorescein diacetate hydrolytic activity as a sensitive tool to evaluate impacts of pollutants and nutrients on microbial activity in coastal sediments, China, Volume 110, Issue 1, 15 September 2016, Pages 424-431, 2016.

SHIGEOKA, C. Y. Filtração Lenta em Escala Domiciliar Operada em Fluxo Contínuo como Alternativa de Tratamento de Água para Comunidades Isoladas do Brasil, São Carlos/SP, 2016.

SILVA, A. P. M. D. Atividade das desidrogenases de leveduras como parâmetro em teste de toxicidade, Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2018.

SILVA, L. J. D.; LOPES, L. G.; AMARAL, L. A. Qualidade da água de abastecimento público do município de Jaboicabal. **Engenharia Sanitaria e Ambiental SP**, Rio de Janeiro, v. vol.21 no.3, n. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522016121151>, 2016.

SIMPSON, S. L.; ANGEL, B. M.; JOLLEY, D. F. Metal equilibration in laboratory contaminated (spiked) sediments used for the development of whole-sediment toxicity tests. **Chemosphere**. v. 54, n. 5, p. 597-609, 2004.

SINGER, ; SKINNER, ; CANTWELL, R. E. Impacto da manutenção da superfície no desempenho e fluxo do filtro BioSand. **Jornal Water Health**, p. 262–272, 2017.

SISTEMA Nacional de informações sobre recursos hídricos, 2. **Manual da usos consuntivos da água no brasil**. ANA Agência Nacional de Águas, 2019.

SOARES, M. B. **The Influence of High Infiltration Rates, Suspended Sediment Concentration and Sediment Grain Size on River and Lake Bed Clogging**. Tese de Doutorado, Technischen Universität Berlin, 2015.

SOARES, M. B.; PIZZOLATTI, B. S. Estudo do Efeito da Colmatação sobre a Condutividade Hidráulica, Porosidade Total e Remoção da Turbidez Utilizando Diferentes Meios Filtrantes, como Apoio à Implementação da Técnica da Filtração em Margem. **Anuário do Instituto de Geociências**, UFRJ, Vol. 43, p. 130-137, p. https://doi.org/10.11137/2020_1_130_137, 2019.

SOBSEY, M. D. et al. Point of Use Household Drinking Water Filtration: A Practical, Effective Solution for Providing Sustained Access to Safe Drinking Water in the Developing World. **Environmental Science Technologie**, p. 4261 - 4267, 2008.

SORGATO, A. C.; BRUNO, S. P. **Desempenho de filtro lento intermitente, com diferentes meios filtrantes, areia, antracito e dupla camada de antracito e areia, no tratamento de água para abastecimento em escala domiciliar**. Monografia. Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen, 2019.

SOUZA, F. H. D. **Estudo da biomassa e comunidade bacteriana em filtros lentos retrolaváveis**. Tese Doutorado - Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2020.

SOUZA, F. H. D. **Tratamento de água para abastecimento por meio de filtros lentos de fluxo ascendente com limpeza por retrolavagem e descarga de fundo**. Dissertação de mestrado Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SOUZA, F. H. D.; BRUNO, S. P.; MAURÍCIO, L. S. Retrolavagem como uma alternativa operacional simples para filtros de areia lentos de pequena escala: Da concepção ao estado da arte atual, Florianópolis, SC, 2020.

STANDARD METHODS: APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th ed., Washington: APHA, 1985.

STORCK, L. et al. **Experimentação vegetal**. ISBN: 978-85-7391-142-8. ed. Santa Maria: Edição: 3 Editora: UFSM, 2011.

STÜPP, A. J.; SOUZA, F. H. D. Avaliação do Funcionamento de um filtro Lento com retrolavagem Automática para o tratamento de Água de abastecimento em pequenas comunidades, 26 ago. 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/166791>.

SWISHER, R.; CARROLL, G. C. Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surfaces. **Microbial Ecology**, p. v. 6, n. 3, p. 217-226, 1980.

TANAKA, J. et al. Elucidation of the enzyme involved in 2,3,5-triphenyl tetrazolium chloride (TTC) staining activity and the relationship between TTC staining activity and fermentation profiles in *Saccharomyces cerevisiae*. **Journal of Bioscience and Bioengineering** <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2020.12.001>, 2020.

TEIXEIRA, M. D. N.; BRANDÃO, C. S. **Avaliação da filtração lenta como tratamento de águas com baixa turbidez e presença de algas e cianobactérias**: aplicação à água do lago paranoá/df. XIV ENEEAmb, II Fórum Latino Americano de Engenharia e Sustentabilidade. Brasília: SBEA - Centro Oste. 2016. p. 16-23.

VEIGA, A. **Padronização e validação do método de microdiluição para determinação da concentração inibitória mínima de compostos antimicrobianos**. Dissertação de Mestrado, Setor de Ciências da Saúde, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

VERMA, S.; ACHLESH, D.; ARCHANA, S. Filtragem lenta de areia para tratamento de água e esgoto - uma revisão, India, Volume 6, 2017 - Edição 1, 2017.

WAKELIN et al. Microbial community structure of a slow sand filter *schmutzdecke*: a phylogenetic snapshot based on rRNA sequence analysis. **Water Science & Technology Water Supply**, v. 11 (4): 426–436, 2011.

WANG, et al. MS2 Bacteriophage Reduction and Microbial Communities in Biosand Filters. **Environmental Science Technology**, p. 6702–6709, 2014.

WEBER-SHIRK, M. L.; DICK, R. I. Physical-chemical mechanisms in slow sand filters. **American Water Works Association Journal**, p. 87-89, 1997.

WHO, ORGANIZATION WORLD HEALTH. **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. Switzerland. 2017.

YOUNG-ROJANSCHI, ; MADRAMOOTOO, C. Comparing the performance of biosand filters operated with multiday residence periods. **Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA**, 2015. 157-167.

YOUNG-ROJANSCHI, C.; MADRAMOOTOO, C. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water Research**, p. 1-10, 2014.

ZHANG, ; HE, ; ZHENG,. Modelling Nutrients and Organics Removal by Biological Slow Filtration in Micro-Polluted Water Source Treatment. **Processes**, 2018 - mdpi.com, 2018.

ZHAO, Y. et al. Purification of Harvested Rainwater Using Slow Sand Filters with Low-Cost Materials: Bacterial Community Structure and Purifying Effect. **Science of The Total Environment**. Volume 674, 15 de julho de 2019, páginas 344-354, 2019.