



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Tecnologia

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL
– MESTRADO –**

**DESEMPENHO DA MEMBRANA DE ULTRAFILTRAÇÃO NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE SECUNDÁRIO COM VISTAS AO REÚSO**

Por

Camila de Almeida Porto

*Dissertação de Mestrado apresentada à Universidade Federal da Paraíba
para obtenção do grau de Mestre*

João Pessoa – Paraíba

Março de 2019



Universidade Federal da Paraíba

Centro de Tecnologia

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL
– MESTRADO –**

**DESEMPENHO DA MEMBRANA DE ULTRAFILTRAÇÃO NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE SECUNDÁRIO COM VISTAS AO REÚSO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre.

Camila de Almeida Porto

Orientador: Prof. Dr^a. Elisângela Maria Rodrigues Rocha

João Pessoa – Paraíba

Março de 2019

**Catalogação na publicação
Seção de Catalogação e Classificação**

P853d Porto, Camila de Almeida.

Desempenho da membrana de ultrafiltração no
pós-tratamento de efluente secundário com vistas ao
reúso / Camila de Almeida Porto. - João Pessoa, 2019.
74 f. : il.

Orientação: Elisângela Maria Rodrigues Rocha Rocha.
Dissertação (Mestrado) - UFPB/CT.

1. Esgoto doméstico. 2. Lagoa de estabilização. 3.
Tratamento avançado. 4. Separação por membrana. 5. Água
de reúso. I. Rocha, Elisângela Maria Rodrigues Rocha.
II. Título.

UFPB/BC

CAMILA DE ALMEIDA PORTO

**DESEMPENHO DA MEMBRANA DE ULTRAFILTRAÇÃO NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE SECUNDÁRIO COM VISTAS AO
REUSO**

Dissertação aprovada em 27/03/2019 como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba.

BANCA EXAMINADORA:

Elisângela M = R. Rocha

Prof. Dr. Elisângela Maria Rodrigues Rocha – UFPB
(Orientadora)

Rennio Felix de Sena

Prof. Dr. Rennio Felix de Sena – UFPB
(Examinador Interno)

Luciano Matos Queiroz

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz – UFBA
(Examinador Externo)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, **Joseli e Ricardo**, pelo amor incondicional e por serem exemplos de força e determinação; aos meus irmãos, **Raphael e Diego**, pela parceria e pelos conselhos; e ao meu sobrinho, **Matheus**, por alegrar os meus dias desde a sua chegada;

A meu namorado e amigo, **Renan Honorato**, pelo carinho e pelo apoio constante;

Aos meus amigos de graduação, **Alecsander Cruz, André Honorato, Antero Martins, Cássio Lemos, Emanuella Almeida, Larissa Santana, Marcela Freitas, Moana Duarte e Vanessa Wortmann** por participarem ativamente de mais uma etapa;

Às amigas **Mariana Andrade, Mary Jully e Priscila Lima**, que mesmo distantes fisicamente, fizeram-se presentes;

A **Thiago Almeida** e à **Mariko Almeida** pelo companheirismo e pela amizade iniciada nesta etapa;

Aos **Engenheiros Sem Fronteiras Núcleo João Pessoa** pelas amizades conquistadas e pela experiência única vivenciada;

À equipe **Fotocatálise Solar** pela amizade, pela ajuda e pelos bons momentos no laboratório;

Mais uma vez, a minha querida orientadora, **Elisângela Rocha**, por todo o tempo dedicado, pela atenção e pelo carinho de sempre;

A equipe do **projeto BRAMAR** com quem tive o prazer de trabalhar, especialmente a **Sanda Vukovic e Rayna-Eva Teixeira** pelo conhecimento transmitido e pelos momentos compartilhados;

Aos professores **Gilson Athayde Júnior** e **Rennio Sena** por toda a ajuda durante os experimentos e pelas contribuições a pesquisa;

Aos **funcionários da ETE Mangabeira**, em especial, **Edna, Isvi, Jéssika, Laíz, Michele e Severino**, por todo o suporte durante os experimentos;

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento, em especial **Romildo dos Anjos e Elson Santos** por toda a ajuda extra;

E a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram com meu crescimento moral e intelectual e na elaboração deste trabalho.

“Nunca duvide que um pequeno grupo de pessoas conscientes e engajadas possa mudar o mundo. De fato, sempre foi assim que o mundo mudou.” Margaret Mead

RESUMO

Os processos de separação por membrana vêm sendo aplicados em efluentes secundários para viabilizar o reúso em diversas modalidades. O presente trabalho avaliou o desempenho de um sistema piloto de ultrafiltração no pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos de Mangabeira, em João Pessoa/PB. Experimentos de curta e longa duração foram realizados para avaliar o comportamento da pressão transmembrana com base em planejamento de experimentos. A caracterização do efluente de alimentação e do permeado também foi realizada para a avaliação da potencialidade de reúso. A estabilidade do sistema foi observada em uma taxa de filtração relativamente baixa, em torno de $32,5 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. As condições da limpeza física não apresentaram influência na remoção da incrustação reversível, indicando a possibilidade de redução da duração e da taxa de retrolavagem. As condições da limpeza química não apresentaram influência na remoção da incrustação irreversível, exceto a frequência. A adição de coagulante em linha (PAC, 3 mg. L^{-1} , pH natural) mostrou-se imprescindível para a manutenção da pressão transmembrana do sistema estudado. O efluente de alimentação apresenta elevada carga orgânica em termos de DQO e turbidez, limitando as condições de filtração. O permeado apresenta baixa carga orgânica (média de $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ de DBO_5 e $26 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ de DQO), ausência de coliformes termotolerantes e transparência (média de 0,7 UNT de turbidez), enquadrando-se em diversos padrões de reúso nacionais - ABNT (1997), Estado de São Paulo (2017), Estado do Ceará (2017), Prosab (2006) - e internacionais - Estados Unidos (2012) e Espanha (2007) -, porém, um tratamento adicional se faz necessário para reúso industrial do padrão Aquapolo Ambiental.

Palavras-chaves: Esgoto doméstico; Lagoa de estabilização, Tratamento Avançado, Separação por Membrana; Água de reúso.

ABSTRACT

The membrane separation processes are being applied in secondary effluents to enable reuse in various modalities. The present work evaluated the performance of a pilot ultrafiltration system in the post-treatment of facultative pond effluent at Mangabeira Wastewater Treatment Plant in João Pessoa/PB. Short and long duration experiments were performed to evaluate the behavior of transmembrane pressure based on experimental planning. The feed and permeate characterization were also performed to evaluate the reuse potential. The stability of the system was observed at a relatively low filtration rate, around $32.5 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. The physical cleaning conditions did not influence the removal of the reversible fouling, indicating the possibility of reducing the rate and the rate of the backwash. The base chemical cleaning conditions had no influence on the removal of irreversible fouling, except the frequency. The in-line coagulation addition (PAC, 3 mg. L^{-1} , natural pH) was essential for the maintenance of the transmembrane pressure of the pilot plant. The feed presents a high organic load in terms of COD and turbidity, limiting the filtration rate. The permeate has a low organic load (average of 5 mg. L^{-1} BOD_5 , 26 mg. L^{-1} COD and 0,7 UNT turbidity), no thermotolerant coliforms and transparency, meeting different national - ABNT (1997), Estado de São Paulo (2017), Estado do Ceará (2017), Prosab (2006) - and international - the United States (2012) and Spain (2007) - reuse standards. However, an additional treatment is necessary for industrial reuse (Aquapolo Ambiental Standard).

Keywords: Advanced treatment; Domestic wastewater; Separation Process; Stabilization ponds; Water reuse

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

1. INTRODUÇÃO	12
1.1 Objetivo geral	13
1.2 Objetivos específicos	13
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 Lagoa de estabilização	14
2.1.1 Classificação das lagoas e processos envolvidos	14
2.1.2 Necessidade de pós-tratamento para reúso	16
2.2 Reúso da água	16
2.2.1 Classificação	17
2.2.2 Legislação vigente e padrões de qualidade.....	19
2.2.3 Experiências práticas	26
2.2.4 Considerações sobre técnicas de pós-tratamento visando reúso	28
2.3 Processo de Separação por Membrana: Ultrafiltração.....	29
2.3.1 Definições e parâmetros de controle	29
2.3.2 Materiais e configurações das membranas	31
2.3.3 Modos de operação.....	32
2.3.4 Fenômenos inerentes na redução da permeabilidade	33
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
3.1 Aspectos gerais	38
3.2 Efluente Secundário	38
3.3 Unidade experimental	39
3.4 Delineamento experimental	41
3.4.1 Teste das condições operacionais de longa duração.....	42
3.4.2 Testes das condições operacionais de curta duração	42
3.4.3 Teste com água potável: integridade da membrana.....	44
3.4.4 Caracterização das amostras	44
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
4.1 Avaliação operacional do sistema de pós-tratamento	46
4.1.1 Teste das condições operacionais de longa duração.....	46
4.1.2 Testes das condições operacionais de curta duração	48
4.1.3 Análise do sistema de tratamento com vistas ao reúso.....	53
4.2 Avaliação do permeado do sistema de pós-tratamento.....	57
4.2.1 Qualidade do permeado	57
4.2.2 Potencialidades de reúso local do permeado	60
5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	63
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
APÊNDICE A	69
APÊNDICE B	70
APÊNDICE C	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Configurações típicas das lagoas de estabilização.....	16
Figura 2 - Classificação de reúso quanto à forma.	18
Figura 3 - Classificação das membranas pelo tamanho do poro..	29
Figura 4 - Representação clássica do processo de separação por membrana.	30
Figura 5 - Classificação das membranas em função da morfologia: a) porosas e b) densas.	31
Figura 6 - Modo de filtração: a) Tangencial e b) Perpendicular.	33
Figura 7 - Mecanismos de incrustação: a) Camada gel; b) Entupimento de poro; c) Estreitamento de poro.....	34
Figura 8 - Evolução da resistência em uma membrana de ultrafiltração ao longo do tempo.	35
Figura 9 - Estação de Tratamento de Esgoto Mangabeira, localizada em João Pessoa (PB).	38
Figura 10 - Representação esquemática do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira, Joao Pessoa/PB.....	39
Figura 11 - Sequência das etapas da PPU.	40
Figura 12 - Fluxograma da avaliação do sistema piloto de ultrafiltração no pós-tratamento do efluente secundário da ETE Mangabeira, João Pessoa/PB.....	41
Figura 13 - Comportamento da PTM em diferentes taxas de filtração durante 30 dias nos módulos 1 (a) e 2 (b). LQI: Limpeza química intensa.	46
Figura 14 - Comportamento da PTM em durações diferentes para uma taxa de retrolavagem de $260 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ sem forward flush nos módulos 1 (a) e 2 (b).	48
Figura 15 - Comportamento da PTM na ausência e presença de forward flush para uma taxa de retrolavagem de $260 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ e duração de 30s nos módulos 1 (a) e 2 (b).	49
Figura 16 - Comportamento da PTM em diferentes taxas de retrolavagem com forward flush e duração de 45s nos módulos 1 (a) e 2 (b).	50
Figura 17 - Comportamento da PTM durante avaliação da limpeza química automática. .	51
Figura 18 - Comportamento da PTM em diferentes dosagens de coagulante nos módulos 1 (a) e (b) 2.	52
Figura 19 - Amostras de concentrado com a) 6 ppm e b) 3 ppm de coagulante de cada módulo.	53
Figura 20 - Membranas usadas: a) primeira troca; b) segunda troca.	55
Figura 21 - Resultados do teste com água potável das membranas de ultrafiltração.	56
Figura 22 - Aspecto visual das amostras coletadas.	60
Figura 23 - Localização das estações de tratamento de água e esgoto do município de João Pessoa.	61
Figura 24 - Alternativas para reúso direto não potável no município de João Pessoa (PB) a partir do efluente pós-tratado por ultrafiltração na ETE mangabeira.	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Usos e padrões para reúso direto não potável de esgoto doméstico a nível nacional.....	21
Tabela 2 - Padrões de qualidade para reúso urbano no estado de São Paulo.	21
Tabela 3 - Padrão de qualidade para reúso industrial da Aquapolo Ambiental.	22
Tabela 4 - Modalidades e parâmetros para reúso do estado do Ceará.....	22
Tabela 5 - Diretrizes para reúso urbano e agrícola do PROSAB.....	23
Tabela 6 - Padrões de água de reúso recomendados nos Estados Unidos.....	24
Tabela 7 - Padrões de qualidade da água de reúsos na Espanha.	25
Tabela 8 - Classificação das membranas em função da configuração dos módulos.	32
Tabela 9 - Características dos sistemas piloto de ultrafiltração como pós-tratamento de efluente secundário da literatura.....	36
Tabela 10 - Condições operacionais recomendadas pelo fabricante	39
Tabela 11 - Parâmetros ajustáveis da PPU e seus respectivos limites.	41
Tabela 12 - Condições operacionais durante a avaliação de longa duração.....	42
Tabela 13 - Condições avaliadas nos testes de retrolavagem.	43
Tabela 14 - Condições avaliadas nos testes de limpeza química.	43
Tabela 15 - Condições avaliadas nos testes de coagulante.....	44
Tabela 16 - Métodos utilizados por análise para caracterização das amostras do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira.....	45
Tabela 17 - Caracterização do esgoto bruto e do efluente secundário e eficiência média ..	54
Tabela 18 - Condições operacionais recomendadas para o sistema piloto de ultrafiltração de pós-tratamento para efluente de lagoa facultativa da ETE Mangabeira, João Pessoa/PB.	57
Tabela 19 - Caracterização do permeado e da eficiência média do sistema piloto de pós-tratamento por ultrafiltração.	58
Tabela 20 - Comparação entre qualidade do permeado e padrões mais restritivos.....	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BRAMAR	<i>Brazil Managed Aquifer Recharge</i>
CAGEPA	Companhia de Água e Esgoto da Paraíba
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
COEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente (Ceará)
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COD	Carbono orgânico dissolvido
COS	Carga orgânica superficial
COT	Carbono orgânico total
DBO	Demanda Biológica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
LTQ	Laboratório de Tecnologia Química
NBR	Norma Brasileira
NTU	Unidade nefelométrica de turbidez
PAC	Policloreto de alumínio
PPM	Partes por milhão
PSM	Processo de Separação por Membrana
PTM	Pressão Transmembrana
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
UFPB	Universidade Federal da Paraíba

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, a preocupação com a disponibilidade hídrica tem ganhado destaque devido aos últimos eventos de estiagem. Somado a isto, ainda mais da metade do esgoto sanitário gerado é descartado sem tratamento, degradando a qualidade da água disponível.

Neste sentido, há um crescente esforço para a disseminação da reutilização de esgoto sanitário nas diversas modalidades existentes. O reuso de água contribui tanto para conservação da quantidade quanto da qualidade dos recursos hídricos, uma vez que há a necessidade de tratamento do efluente e este efluente passa a suprir uma demanda hídrica.

Em geral, as estações de tratamento de esgoto incluem até o tratamento secundário, com bons níveis de remoção de matéria orgânica. No entanto, apenas com tratamento complementar é possível alcançar padrões de reúso mais nobres. Diversas tecnologias vêm sendo investigadas para a remoção de constituintes encontrados em efluentes tratados.

As técnicas mais utilizadas para o pós-tratamento do esgoto são a coagulação/flocação seguida pela decantação, filtração e desinfecção. Lagoas de maturação e disposição no solo também são utilizadas, mas podem ser inviáveis pela elevada requisição de áreas. Os processos oxidativos avançados e a adsorção com carvão ativado, apesar da elevada eficiência, necessitam de etapas anteriores para a remoção de sólidos suspensos.

Nas últimas décadas, os processos de separação por membrana (PSM) ganharam espaço devido aos avanços na área que os tornam competitivos em relação as tecnologias convencionais. As membranas filtrantes se destacam pela elevada capacidade de retenção, alcançando até a remoção de constituintes dissolvidos.

A associação da tecnologia de membranas com tratamento biológico continua sendo alvo de grande interesse em pesquisas para a viabilização de reuso do esgoto sanitário. A maioria dos estudos é realizada com efluentes provenientes de processo de lodos ativados (ACERO et al., 2017; BOURGEOUS et al., 2001; FAN et al., 2008; FALSANISI et al., 2009; LEE et al., 2017; ZHENG et al., 2012; FILLOUX et al. 2014). A combinação com outras tecnologias de tratamento biológico é pouco avaliada, dentre elas, os sistemas de lagoas de estabilização com elevada aplicabilidade no cenário brasileiro.

Mara (2009) destaca o potencial das lagoas de estabilização para água de reuso na agricultura e na aquicultura. A presença de algas e concentrações elevadas de patógenos e nutrientes podem limitar o reuso para as demais modalidades, requerendo-se tratamento complementar. No município de João Pessoa, as duas estações de tratamento são

constituídas por lagoas de estabilização inseridas na área urbana com potencial para reuso urbano e industrial. Segundo o Plano de Saneamento do Município de João Pessoa (2015), a viabilização do reúso não potável do esgoto é um dos objetivos previstos.

Neste contexto, esta pesquisa investigou um sistema piloto com membrana de ultrafiltração no pós-tratamento de esgoto doméstico proveniente de um sistema de lagoas de estabilização visando o reúso.

1.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de um sistema piloto de membrana de ultrafiltração no pós-tratamento do efluente secundário de lagoas de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto Mangabeira, no município de João Pessoa, Paraíba.

1.2 Objetivos específicos

- Avaliar as condições operacionais: taxa de filtração, limpeza física, limpeza química e adição de coagulante, quanto à estabilidade do sistema piloto de ultrafiltração para o pós-tratamento do efluente de lagoa de estabilização;
- Obter as características físico-químicas e microbiológicas do permeado sob condições operacionais diferenciadas;
- Propor alternativas de reúso local não potável do permeado;

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Lagoa de estabilização

As lagoas de estabilização são consideradas a técnica mais antiga e simples para o tratamento de esgotos. São reservatórios de grandes dimensões para a retenção por um tempo suficiente do esgoto para que os processos naturais de degradação da matéria orgânica ocorram (VON SPERLING, 2017). Os processos biológicos envolvem a massa microbiana presente e inclui as bactérias, os protozoários, os fungos, as algas e os vermes. Desses, as bactérias constituem o grupo de maior presença e importância nos sistemas, desempenhando a função principal de remoção da matéria orgânica carbonácea (USEPA, 2011; VON SPERLING, 1996).

Esta técnica é ideal para localidades de clima quente devido as condições ambientais favoráveis. A elevada radiação solar aumenta a velocidade da atividade metabólica dos microrganismos. A temperatura, além de aumentar a velocidade metabólica, influencia nas condições de mistura do efluente (VON SPERLING, 2017).

Segundo Mara (1997), as vantagens podem ser resumidas basicamente em simplicidade operacional, baixo custo de operação e elevada eficiência. As principais desvantagens relacionam-se com a elevada demanda de área e a dependência operacional com o clima.

No Brasil, os sistemas de lagoas de estabilização são amplamente utilizados, aproveitando-se das condições ambientais favoráveis e da relativa disponibilidade de área.

2.1.1 Classificação das lagoas e processos envolvidos

A conversão aeróbica da matéria orgânica carbonácea pode ser expressa simplesmente na Equação 1, contudo ocorre em diversas etapas intermediárias. Destaca-se a utilização de oxigênio no processo, limitando-se pela sua disponibilidade no meio.



Na ausência de oxigênio, a conversão anaeróbica da matéria orgânica carbonácea pode ser resumida na Equação 2 e desenvolve-se em duas etapas. Os compostos orgânicos complexos são hidrolisados a compostos simples pelas enzimas extracelulares excretadas

pelas bactérias fermentativas. Em seguida, estes compostos simples são absorvidos e excretados em forma de ácidos orgânicos por estas bactérias, caracterizando a etapa acidogênese. As bactérias acetanogênicas convertem estes compostos em substratos para a produção de metano. Por fim, na metanogênese, as arqueas metanogênicas convertem os substratos em metano.



Assim, as lagoas podem ser classificadas em anaeróbia, aeróbia e facultativa em função dos processos biológicos predominantes na conversão de matéria orgânica carbonácea (VON SPERLING, 1996; USEPA, 2011).

As lagoas anaeróbias recebem o esgoto proveniente do tratamento preliminar, suportam elevadas cargas de DBO₅ e são construídas com grandes profundidades (entre 2,0 e 5,0 metros). A elevada carga orgânica aplicada e a profundidade da lagoa impedem o desenvolvimento de algas e, assim, predomina-se a conversão anaeróbia. O efluente destas lagoas necessita de tratamento posterior e normalmente são seguidas pelas lagoas facultativas.

As lagoas facultativas são denominadas primárias, quando recebem esgoto bruto, ou secundárias, quando recebem esgoto tratado. Devido a uma menor carga orgânica aplicada e uma profundidade reduzida (1,5 a 2,0 metros) em relação as lagoas anaeróbias, coexistem os dois processos de degradação da matéria orgânica: aeróbio nas camadas mais próximas da superfície e anaeróbio no fundo da lagoa. Nestas lagoas, a presença das algas é fundamental para o suprimento do oxigênio utilizado pelas bactérias aeróbias.

As lagoas aeróbias, conhecidas como lagoas de maturação, são construídas após as lagoas facultativas, recebem uma carga orgânica reduzida e possuem uma profundidade menor (1,0 e 1,5 metros). A incidência solar, o pH elevado e a maior concentração de oxigênio dissolvido, associados a pouca disponibilidade de matéria orgânica, favorecem a remoção de organismos patógenos, principalmente bactérias e vírus.

Existem diversas variantes do sistema, selecionadas em função da área disponível e da qualidade do efluente requerida (VON SPERLING, 2017). Algumas combinações possíveis são apresentadas na Figura 1.

Além da matéria orgânica carbonácea e de patógenos, ocorre também a remoção de nutrientes por assimilação biológica, em termos de nitrogênio e fósforo. Segundo Vendrameli et al. (2016), a volatilização da amônia pode limitar a concentração de

nitrogênio, reduzindo a assimilação de fósforo pela biomassa. Por outro lado, a precipitação de fósforo acontece, favorecida pelo pH alcalino e na disponibilidade de cálcio.

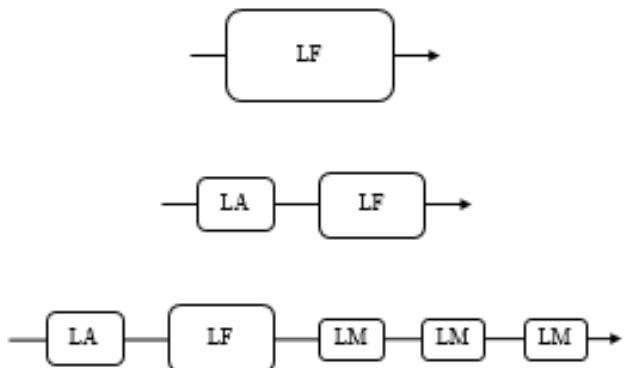


Figura 1 - Configurações típicas das lagoas de estabilização.
LA: Lagoa anaeróbia; LF: Lagoa facultativa; LM: Lagoa de maturação.

2.1.2 Necessidade de pós-tratamento para reúso

Segundo Mara (2009), as lagoas de estabilização têm grande potencial para contribuir com o suprimento de água de reúso para a agricultura e a aquicultura. Apesar da elevada eficiência, é possível que o efluente destes sistemas não se enquadre em outras modalidades de reúso, requerendo-se tratamento adicional.

O efluente final do sistema de lagoas de estabilização é caracterizado pela elevada concentração de sólidos suspensos, majoritariamente composto por algas (MARA, 1997). Consequentemente, contém uma carga orgânica considerável e ainda pode apresentar concentrações elevadas de nutrientes e patógenos.

Existem duas formas para polimento do efluente: adição de uma etapa de remoção de sólidos ou alterações no processo na lagoa. As técnicas de remoção de sólidos são filtro de areia, filtro de pedra (aerado), coagulação-flocação e flotação por ar dissolvido. As alterações no processo incluem autoflocação, deflectores, introdução de espécies vegetais e espécies aquáticas consumidoras secundárias (USEPA, 2011).

2.2 Reúso da água

Apesar de possuir 12% da água doce do mundo, o Brasil enfrenta problemas com a escassez hídrica, principalmente na região do semiárido. Em meados desta década, a preocupação com a disponibilidade hídrica ganhou destaque no país em virtude dos

eventos de estiagem nas regiões nordeste e sudeste, acarretando em racionamentos rigorosos em diversos municípios e conflitos de uso em algumas bacias hidrográficas (DIAS, 2016; MIRANDA, 2017; PEREIRA & CUELLAR, 2015).

Além da irregularidade pluviométrica inerente, a crescente demanda e a contaminação dos recursos hídricos contribuem fortemente para o agravamento da situação de escassez (FLORENCIO et al., 2006). Neste sentido, a prática do reúso apresenta-se como uma alternativa para a conservação da qualidade e da quantidade de água. Por um lado, faz-se necessária a implantação de novas tecnologias de tratamentos para o enquadramento dos efluentes, evitando a poluição hídrica. Por outro, a água de reúso satisfaz demandas menos restritivas, possibilitando a destinação da água de melhor qualidade para fins nobres.

O reúso de água pode ser definido simplesmente como a utilização de água resíduária (BRASIL, 2005). Nesta definição não há restrição quanto a fonte ou necessidade de tratamento. Segundo a USEPA (2012), com uma definição mais restritiva, seria o uso de água resíduária municipal tratada.

2.2.1 Classificação

O reúso da água pode ser classificado conforme é realizado, ocorrendo de forma direta ou indireta, ilustrados na Figura 2 (HESPAÑOL, 2002; CROOK, 2010; ABES, 2015). O reúso direto consiste na utilização da água resíduária sem prévia diluição em um corpo hídrico. Já o reúso indireto consiste na utilização do efluente posteriormente a sua diluição em um corpo receptor por um tempo relativamente grande. Se a descarga dos efluentes e a captação a jusante são realizadas de maneira controlada, tem-se um reúso indireto planejado. Caso não, o reúso indireto é denominado não planejado. Ressalta-se que o reúso indireto não planejado põe em risco à saúde do usuário a jusante, bem como prejudica a qualidade do corpo hídrico receptor e não deve ser realizado.

O reúso também pode ser classificado em função do uso a que se destina. O reúso pode ser dividido em duas grandes classes: potável e não potável (CROOK, 2010; USEPA, 2012; ABES, 2015). Nos últimos anos, o reúso potável, antes considerado apenas para situações indispensáveis, vem sendo apontado como alternativa inevitável para o atendimento da demanda hídrica (HESPAÑOL, 2002; HESPAÑOL, 2014; LEVERENZ et al. 2011). Já o reúso não potável, por apresentar menos riscos à saúde da população, vem sendo realizado há décadas em diversos países.

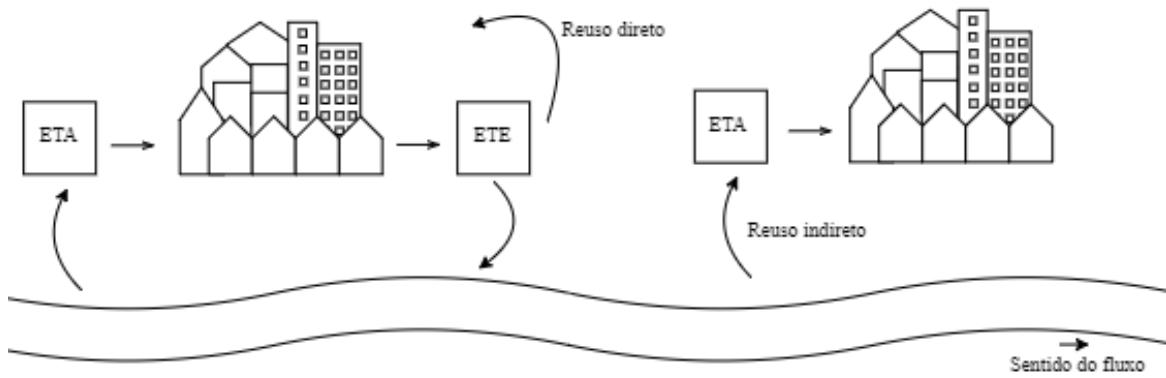


Figura 2 - Classificação de reúso quanto à forma.

O reúso não potável pode ser classificado nas seguintes modalidades, de acordo com a resolução nº 54 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (BRASIL, 2005):

- Fins urbanos

Esta modalidade inclui diversas demandas potenciais para a utilização de água de reúso, como irrigação de áreas verdes de lugares públicos, residências e industrias; reserva de proteção contra incêndio, sistemas decorativos aquáticos como fontes, chafarizes, quedas d'água; descarga sanitária em banheiros públicos, edifícios comerciais e industrias; lavagem de transportes públicos (HESPAÑOL, 2002).

- Fins agrícolas

Face a elevada demanda hídrica do setor agrícola (~70%), o reúso para este fim deve ser priorizado. Além da redução do consumo de água potável, esta prática também pode reduzir a necessidade de fertilizantes, uma vez que os efluentes domésticos contêm nutrientes. Essa modalidade possui padrões de qualidade consagrados em nível internacional.

Como limitações, além da distância entre áreas agrícolas e estações de tratamento de esgoto das cidades, a ausência de infraestrutura de coleta e tratamento e a possibilidade de contaminação por esgotos industriais dificultam a implantação no país. Braga e Lima (2014) ressaltam as medidas de segurança aos riscos à saúde dos grupos de pessoas expostas, como também as recomendações para evitar impactos negativos ao meio ambiente. Dentre elas, vestimenta adequada para os trabalhadores que entrarão em contato

direto com a água; distância mínima de 100 m entre os aspersores de irrigação e as residências e estradas; compatibilidade entre a qualidade requerida e a qualidade da água de reúso utilizada; e definição da demanda hídrica do cultivo.

- Fins ambientais

Esta modalidade refere-se basicamente a recarga de aquíferos, objetivando tratamento adicional ao efluente, aumento da disponibilidade de água, reservatório para usos futuros, prevenção de subsidência do solo e da intrusão da cunha salina em aquíferos costeiros (HESPAÑOL, 2002).

- Fins industriais

No setor industrial, também é possível identificar diversas potencialidades para água de reúso não potável, como fluido de resfriamento ou aquecimento, matéria-prima em processos, operações de lavagem, geração de energia (HESPAÑOL, 2008). O reúso industrial pode ser classificado em macro externo ou macro interno, sendo o último caracterizado pelo reúso do próprio efluente gerado. O reúso macro interno ainda pode ser subdividido em cascata ou efluentes tratados (HESPAÑOL et al., 2006).

- Fins para a aquicultura

A produção de peixes e plantas aquáticas com excretas ou esgotos é uma prática secular em alguns países, mas pouco comum no Brasil (HESPAÑOL, 2008). Segundo Santos et al. (2011), a utilização de efluente de lagoa de estabilização apresenta potencial para a produção de peixe, e ainda pode-se obter uma melhora na qualidade do efluente utilizado.

2.2.2 Legislação vigente e padrões de qualidade

No Brasil, não existe um arcabouço sólido legal para a regulamentação de sistemas de reúso de água. No nível nacional, há algumas normas que norteiam a prática e no nível estadual apenas alguns estados possuem legislação específica sobre o assunto. Almeida

(2011) traz a evolução da legislação ambiental nacional vigente contextualizada com o cenário internacional direcionada ao reúso, resumidamente apresentados a seguir.

O Código das Águas, instituído pelo Decreto Federal nº 24.643 em 1934, foi a primeira legislação a abordar o uso da água no país, considerando a água como um recurso inesgotável, de acesso gratuito e passível de ser propriedade particular. Em 1965, com a Lei nº 4.771, que instituiu o novo Código Florestal, definiu locais com vegetação nas margens dos rios, lagos, lagoas e reservatórios naturais ou artificiais de água como Áreas de Preservação Permanente.

Em 1981, com a instituição da Política Nacional de Meio Ambiente e da criação do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), pela Lei nº 6.983, o país passou a contar com um arcabouço legal para as questões ambientais. Em 1986, a Resolução nº 20 do CONAMA classificou os corpos hídricos e definiu padrões de lançamento de efluentes, posteriormente foi substituída pela Resolução nº 357 de 2005 e esta alterada pela Resolução nº 430 de 2011, que também não contemplaram o reúso da água.

Com a promulgação da Constituição Federal de 1988, Carta Magna em vigor, instalou-se a consciência de que os recursos hídricos são finitos, competindo à União legislar e instituir um sistema nacional para gerenciar os recursos hídricos conjuntamente com os estados e municípios. Em 1997, a Política Nacional de Recursos Hídricos e o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos foram instituídos, pela Lei nº 9.433, trazendo importantes conceitos para a gestão dos recursos hídricos, entretanto não abordou a reutilização da água. Em 2005, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) publicou a Resolução 54, que estabelece os critérios gerais e as modalidades para a prática de reúso direto não potável de água.

A única norma que estabelece usos e padrões (Tabela 1) para a reutilização de esgoto doméstico em nível nacional é a NBR 13.969/97, elaborada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (ABNT, 1997). Apesar de não ser uma norma específica para reuso, há um item dedicado ao tema, definindo também unidades de pós-tratamento para enquadramento nos padrões estabelecidos. Ressalta-se que esta norma precisa ser atualizada uma vez que apresenta algumas incoerências, como, por exemplo a exigência de uma concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) menor do que o padrão de potabilidade da Portaria de Consolidação 05/2017, do Ministério da Saúde (SILVA, 2014).

Tabela 1 - Usos e padrões para reúso direto não potável de esgoto doméstico a nível nacional

Classe	Usos	Padrões
Classe 1	Lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes	Turbidez < 5 uT; Coliforme fecal < 200 NMP/100 mL; SDT ≤ 200 mg. L ⁻¹ ; 6 ≤ pH ≤ 8; 0,5 ≤ Cloro Residual ≤ 1,5 mg. L ⁻¹ .
Classe 2	Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes	Turbidez < 5 uT; Coliforme fecal < 500 NMP/100 mL; Cloro residual > 0,5 mg. L ⁻¹ .
Classe 3	Descargas dos vasos sanitários	Turbidez < 10 uT; Coliforme fecal < 500 NMP/100 mL.
Classe 4	Reúso nos pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual.	Coliforme fecal < 5000 NMP/100 mL; Oxigênio dissolvido > 2,0 mg. L ⁻¹ .

SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; NMP: Número mais provável. Fonte: ABNT, 1997.

Algumas localidades estaduais e municipais possuem legislação específica sobre o reúso. O estado de São Paulo foi um dos pioneiros na regulamentação do reúso. No ano de 2003, instituiu medidas de racionalização do uso da água em edificações públicas, determinando o uso de água de reúso e de fontes alternativas para usos menos restritivos. Em 2017, a Resolução nº 01, da Secretaria do Estado de Saúde, do Meio Ambiente e de Saneamento e Recursos, disciplinou o reúso direto não potável para fins urbanos de estações de tratamento, cujos padrões e usos são apresentados na Tabela 2 (SÃO PAULO, 2017).

Tabela 2 - Padrões de qualidade para reúso urbano no estado de São Paulo.

Parâmetro	Categoria de reúso	
	Restrição moderada	Restrição severa
pH	6 a 9	6 a 9
DBO _{5,20} (mg. L ⁻¹)	≤ 10	≤ 30
Turbidez (UNT)	≤ 2	-
SST (mg. L ⁻¹)	≤ 5	< 30
Coliformes termotolerantes (UFC. 100 mL ⁻¹)	Não detectável	< 200
Ovos helmintos (ovos. L ⁻¹)	< 1	1
Cloro residual total (mg. L ⁻¹)	< 1	< 1
Condutividade elétrica (dS. m ⁻¹)	< 0,7	< 3,0
RAS	< 3	3 - 9
SDT (mg. L ⁻¹)	< 450	< 2000
Cloreto (mg. L ⁻¹)	< 106	< 350
Boro (mg. L ⁻¹)	< 0,7	< 2,0

SST: Sólidos Suspensos Totais; SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; RAS: Razão de adsorção de sódio. Fonte: São Paulo, 2017

A qualidade da água de reúso não potável para fins industriais, como por exemplo, produzida pela Empresa Aquapolo Ambiental, empreendimento instalado no município de Mauá (SP), pode ser observada na Tabela 3.

Tabela 3 - Padrão de qualidade para reúso industrial da Empresa Aquapolo Ambiental.

Parâmetro	Unidade	VMP	Parâmetro	Unidade	VMP
Surfactantes	mg. L ⁻¹	1,0	Fósforo total	mg. L ⁻¹	0,5
Alumínio	mg. L ⁻¹	0,2	Manganês	mg. L ⁻¹	0,2
Cobre	mg. L ⁻¹	0,2	Amônia	mg. L ⁻¹	1,0
Condutividade	µS. cm ⁻¹	500,0	Óleos e graxas	mg. L ⁻¹	2,0
DBO ₅	mg. L ⁻¹	10,0	pH	-	6,5-7,5
DQO	mg. L ⁻¹	20,0	Sílica	mg. L ⁻¹	20,0
Dureza	mg. L ⁻¹	100,0	SST	mg. L ⁻¹	2,0
Fenol	mg. L ⁻¹	0,1	Sulfeto	mg. L ⁻¹	0,1
Ferro total	mg. L ⁻¹	0,3	Turbidez	NTU	1,0

VMP: Valor máximo permitido. Fonte: SAPESP (2013) apud Silva (2014).

No Ceará, também em 2017, o Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA) do Ceará aprovou a Resolução nº 02, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, estabelece também modalidades e parâmetros específicos para o reúso externo de efluentes sanitários (Tabela 4) (CEARÁ, 2017).

Tabela 4 - Modalidades e parâmetros para reúso do estado do Ceará.

Modalidade	Padrão
Fins urbanos	Coliformes termotolerantes ≤ 5000 CT. 100 mL-1 (1000) * Ovos geohelmintos = 1 ovo. amostra-1 Condutividade elétrica ≤ 3000 µS. cm ⁻¹ 6,0 < pH < 8,5
Fins Agrícolas e florestais	Coliformes termotolerantes = ND para culturas a serem consumidas cruas ≤ 1000 CT. 100 mL-1 para demais culturas = N.D. Ovos geohelmintos = 1 ovo. amostra-1 Condutividade elétrica ≤ 3000 µS. cm ⁻¹ RAS = 15 mmol. L-1/2 6,0 < pH < 8,5
Fins ambientais	Coliformes termotolerantes ≤ 10000 CT. 100 mL-1 Ovos geohelmintos = N.D. Condutividade elétrica ≤ 3000 µS. cm ⁻¹ 6,0 < pH < 8,5
Aquicultura	Coliformes termotolerantes ≤ 1000 CT. 100 mL-1 Ovos geohelmintos = N.D. Condutividade elétrica ≤ 3000 µS. cm ⁻¹ 6,0 < pH < 8,0 Temperatura < 40 °C
Industrial	Responsabilidade do empreendedor

CT: Coliformes totais; N.D.: Não detectável; * Irrigação paisagística. Fonte: Ceará, 2017.

Na ausência de norma, uma alternativa é a adoção de padrões de referência internacionais, como Organização Mundial da Saúde (OMS), Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, e orientações técnicas produzidas por instituições privadas, como o Sindicato da Indústria da Construção do Estado de São Paulo (SINDUSCON-SP), Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB).

O PROSAB propôs diretrizes para o reúso urbano e agrícola de esgotos sanitários, com base nas recomendações da OMS e dos estudos de risco à saúde (Tabela 5) (FLORENCIO et al., 2006).

Tabela 5 - Diretrizes para reúsos urbano e agrícola do PROSAB ^{1,2}.

Tipo	Parâmetros microbiológicos	Algumas tecnologias para o enquadramento
Uso urbano irrestrito: irrigação e usos ornamentais e paisagísticos em área com acesso irrestrito ao público, limpeza de ruas e outros usos com exposição similar	CT < 200. 100 mL ⁻¹ ; Helmintos < 1 ovo. L ⁻¹	LF + LM UASB + LP
Uso urbano restrito: irrigação e usos ornamentais e paisagísticos em área controlado e restrito ao público, abatimento de poeira em estradas vicinais, usos na construção	CT < 10 ⁴ . 100 mL ⁻¹ Helmintos < 1 ovo. L ⁻¹	UASB + FA + FT + DES UASB + FBP + FT + DES
Uso predial: redes públicas e domiciliares de água utilizada para descargas de vasos sanitários	CT < 10 ³ . 100 mL ⁻¹ Helmintos < 1 ovo. L ⁻¹	UASB + FA + FT + DES UASB + FBP + FT + DES
Uso agrícola irrestrito: irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura	CT < 10 ³ . 100 mL ⁻¹ Helmintos < 1 ovo. L ⁻¹	LF + LM UASB + FA + FT + DES
Uso agrícola restrito: irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura não ingerida crua.	CT < 10 ⁴ . 100 mL ⁻¹ Helmintos < 1 ovo. L ⁻¹	UASB + FA + FT + DES
Uso agrícola restrito com barreiras adicionais de controle da exposição humana	CT < 10 ⁵ . 100 mL ⁻¹ Helmintos < 1 ovo. L ⁻¹	LF + LM UASB + LP UASB + Wetland UASB + FA + FT + DES UASB + FBP + FT + DES

Fonte: Adaptado de Florêncio et al. (2006).

CT: Coliformes termotolerantes; DES: Desinfecção; LF: Lagoa facultativa; LM: Lagoa de maturação; LP: Lagoa de polimento; FA: Filtro anaeróbio; FBP: Filtro biológico percolador; FT: Filtração terciária; UASB: Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo.

(1) Não há restrição de DBO, DQO e SST, sendo as concentrações efluentes uma consequência das técnicas de tratamento compatíveis com a qualidade microbiológica estipulada. Para os usos urbanos, recomenda-se que o efluente apresente qualidade esteticamente não objetável. Ressalta-se que concentrações elevadas desses parâmetros podem favorecer o entupimento de sistemas de irrigação no caso de reúso agrícola; (2) O padrão de qualidade expresso apenas em termos de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos aplica-se ao emprego de sistemas de tratamento de lagoas. No caso de filtração terciária, a turbidez deve ser utilizada. Para usos irrestritos, recomenda-se um padrão de turbidez $\leq 5 \text{ uT}$;

No nível internacional, os padrões estabelecidos pela Agência Nacional de Proteção Ambiental dos Estados Unidos também são adotados como referência (Tabela 6) (USEPA, 2012).

Tabela 6 - Padrões de água de reúso recomendados nos Estados Unidos.

Uso	Qualidade	Tratamento
Urbano		
Irrestrito	pH: 6 – 9; DBO ₅ ≤ 10 mg. L ⁻¹ ; Turbidez ≤ 2 UNT; CT: Ausente em 100 mL; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹	Secundário ¹ Filtração ² Desinfecção ³
Restrito	pH: 6 – 9; DBO ₅ ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; SST ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; CT ≤ 200. 100 mL ⁻¹ ; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹	Secundário Desinfecção
Agrícola		
Culturas com consumo fresco	pH: 6 – 9; DBO ₅ ≤ 10 mg. L ⁻¹ ; Turbidez ≤ 2 UNT; CT: Ausente em 100 mL; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹	Secundário Filtração Desinfecção
Culturas com consumo não fresco e produção de forragem	pH: 6 – 9; DBO ₅ ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; SST ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; CT ≤ 200. 100 mL ⁻¹ ; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹	Secundário Desinfecção
Ambiental	Variável, mas não deve exceder: DBO ₅ ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; SST ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; CT ≤ 200. 100 mL ⁻¹ ; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹	Variável Secundário e desinfecção
Industrial		
Refrigeração de passagem única	pH: 6 – 9; DBO ₅ ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; SST ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; CT ≤ 200. 100 mL ⁻¹ ; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹	Secundário
Refrigeração com recirculação	Depende da taxa de recirculação pH: 6 – 9; DBO ₅ ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; SST ≤ 30 mg. L ⁻¹ ; CT ≤ 200. 100 mL ⁻¹ ; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹	Secundário Desinfecção
Potável indireto		
Recarga indireta em aquíferos potáveis	Inclui: CT: Ausente em 100 mL; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹ ; pH: 6,5 – 8,5; Turbidez ≤ 2 UNT; COT ≤ 2 mg. L ⁻¹ ; atingir padrões de potabilidade	Secundário Filtração Desinfecção Tratamento aquífero-solo
Recarga direta de aquíferos potáveis	Inclui: CT: Ausente em 100 mL; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹ ; pH: 6,5 – 8,5; Turbidez ≤ 2 UNT; COT ≤ 2 mg. L ⁻¹ ; atingir padrões de potabilidade	Secundário Filtração Desinfecção
Recarga de reservatórios superficiais	Inclui: CT: Ausente em 100 mL; Cloro residual: 1 mg. L ⁻¹ ; pH: 6,5 – 8,5; Turbidez ≤ 2 UNT; COT ≤ 2 mg. L ⁻¹ ; atingir padrões de potabilidade	Tratamento avançado ⁴

CT: Coliformes termotolerantes; COT: Carbono orgânico total; SST: Sólidos suspensos totais.

Fonte: USEPA, 2012.

- 1- Inclui processos de lodo ativado, filtros biológicos e sistemas de lagoas de estabilização. O tratamento secundário deve produzir efluente que tanto o DBO como o SS não excedam 30 mg. L⁻¹; 2- Consiste na passagem de águas residuais por solos naturais ou meios filtrantes, como areia e / ou antracite; ou ainda através de microfiltros ou outros processos de membrana; 3- Destruição, inativação ou remoção de microrganismos patogênicos por meios químicos, físicos ou biológicos. A desinfecção pode ser realizada por cloração, ozonização, UV, processos de membrana ou outros processos; 4- Incluem clarificação química, adsorção de carbono, osmose reversa e outros processos de membrana, oxidação avançada, *air stripping* e troca iônica.

A Espanha também possui legislação específica que regula a qualidade da água de reúso (Tabela 7).

Tabela 7 - Padrões de qualidade da água de reúso na Espanha.

Uso	Nematódeos intestinais (ovo. 10L⁻¹)	<i>Escherichia coli</i> (UFC. 100 mL⁻¹)	Sólidos suspensos (mg. L⁻¹)	Turbidez (UNT)
Urbano				
Residencial	1	0	10	2
Serviços	1	200	20	10
Agrícola				
Consumo fresco	1	100	20	10
Consumo não fresco, pasto e aquicultura	1	1000	35	Não se fixa
Sem contato	1	10000	35	Não se fixa
Industrial				
Processo e limpeza, exceto indústria alimentícia	Não se fixa	10000	35	15
Processo e limpeza de indústria alimentícia	1	1000	35	Não se fixa
Torre de refrigeração e condensadores	1	0	5	1
Recreativo				
Golfe	1	200	20	10
Sem contato	Não se fixa	10000	35	Não se fixa
Ambientais				
Recarga de aquífero indireta	Não se fixa	1000	35	Não se fixa
Recarga de aquífero por injeção direta	1	0	10	2
Irrigação de áreas verdes não acessíveis ao público e silvicultura	Não se fixa	Não se fixa	35	Não se fixa

Fonte: Espanha, 2007.

Apesar da vasta referência internacional em padrões para o reúso não potável dos esgotos domésticos, a inexistência de um arcabouço legal sólido no país dificulta a disseminação e consolidação da prática de reúso. Além disso, pode colocar em risco a saúde da população devido à falta de orientação técnica e da respectiva fiscalização destes sistemas.

2.2.3 Experiências práticas

No cenário internacional, os reúso direto e indireto planejado é amplamente praticado em diversos países desenvolvidos e em desenvolvimento. Por outro lado, no Brasil, a utilização de água de reúso planejado ainda é muito incipiente, sendo representada em experiências pontuais.

Segundo USEPA (2012), o volume total de efluentes domésticos gerados no mundo é estimado entre 680 e 960 milhões de m³, com uma capacidade instalada de tratamento em níveis avançados de 4%.

- Experiências internacionais

Um levantamento realizado pela *Water Reuse Europe* em 2017 na Europa, identificou 787 sistemas de reutilização distribuídos em 16 países, 437 novas iniciativas em comparação a revisão anterior realizada em 2006. Dos 787 empreendimentos, 62% estão localizados em países com escassez de água, como a Espanha e Bélgica. No geral, a reutilização agrícola é a mais praticada (39%) seguida pelo reúso industrial (15%) e reúso recreativo (11%) (WRE, 2018).

Últimas estimativas apontavam que entre 7 e 8%, das águas residuárias são reutilizadas nos Estados Unidos e Austrália. Arábia Saudita reutiliza 30% e Israel alcançou uma reutilização de 70% dos esgotos domésticos (USEPA, 2012).

Alguns sistemas de reúso são apresentados (WRE, 2018; HESPAHOL, 2014):

- África do Sul: O efluente doméstico é tratado para reúso potável. O efluente é tratado inicialmente por sistemas convencionais e polido por ultrafiltração, osmose reversa, sistema de POA e desinfecção com cloro. Antes de ser encaminhado para consumo, é misturado com água bruta tratada;
- Espanha: O efluente doméstico é tratado para reúso urbano e ambiental. O efluente é tratado por lodos ativados convencional com adição de coagulante no decantador secundário seguido por filtros múltiplos, carvão ativado granular e desinfecção;
- Estados Unidos: O efluente doméstico é tratado para reúso potável. O efluente é tratado em biorreator de membrana seguido por desinfecção, osmose reversa e um sistema de POA. Em seguida, o efluente tratado é misturado com água bruta para

ser tratado por ultrafiltração, desinfecção por ultravioleta, carvão ativado e desinfecção antes de ser encaminhado para consumo;

- Itália: O esgoto doméstico é tratado para reúso agrícola ambiental. O efluente é tratado por coagulação com a adição de cloreto de alumínio, hipoclorito sódio/ácido peracético, carvão ativado em pó seguido por decantação;
- Reino unido: O efluente proveniente de uma indústria alimentícia é tratado para reúso potável. O tratamento inclui flotação por ar dissolvido, biorreator de membrana, osmose reversa, desinfecção e remineralização;

- Experiências brasileiras

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) iniciou de forma pioneira a produção de água de reúso a partir de 1998. Atualmente, o sistema de reúso possui 7,8 km de rede exclusiva para o fornecimento dos 468 litros por segundo de água de reúso produzidos em três estações de tratamento de esgoto para uso externo ou interno (SÃO PAULO, 2018). Adicionalmente, a partir de uma parceria com o setor privado, foi construído o Aquapolo Ambiental. Esse empreendimento é responsável por realizar o tratamento adicional no efluente da Estação de Tratamento de Esgoto ABC para sua reutilização no Polo Petroquímico da Região do Grande ABC, transportada por uma rede de cerca de 17 km. Tem capacidade de produzir 1000 litros por segundo, sendo fornecidos 650 litros por segundo. O pós-tratamento consiste em filtros de disco, biorreator de membrana de ultrafiltração e membranas de osmose reversa (SÃO PAULO, 2018; AQUAPOLO, 2018).

A Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Estado do Rio de Janeiro (CEDAE) aumentará a produção de água de reúso para fins urbanos e industriais. O projeto, já implantando nas ETEs Alegre, Caju e Penha e na ETA Gandu, será implantado em todas as estações da companhia. A Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro (COMLURB) é a principal parceira, comprando cerca de 250 mil litros por dia de água de reúso. A água é transportada da ETE Penha por caminhões-pipa para a limpeza das ruas, calçadas, praças (RIO DE JANEIRO, 2015).

No município de Afogados da Ingazeira (PE), o esgoto doméstico produzido por 150 residências é tratado para irrigar a grama do estádio de futebol da cidade. O esgoto canalizado vai para uma caixa misturadora, onde recebe adição de uma calda bacteriológica enriquecida com rúmen bovino e cascas de laranja. Em seguida, o efluente

segue para um filtro de areia e brita, de onde é canalizado para o estádio. São produzidos 100 mil litros de água de reúso por dia (SOUZA, 2018).

A construção da primeira adutora de água de reúso do Nordeste está em negociação entre a Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA) e a indústria Coteminas (ramo têxtil), distantes 7,3 km. A adutora bombearia água da Estação Catingueira-Caiçara para a indústria que pretende utilizar para o resfriamento do maquinário (RESENDE, 2017). Até o presente momento, não houve mais avanços divulgados sobre a proposta.

2.2.4 Considerações sobre técnicas de pós-tratamento visando reúso

Tradicionalmente, os processos de tratamento de esgoto são divididos em quatro etapas em função do contaminante a ser removido, e consequentemente, da localização na estação de tratamento: preliminar, primário, secundário e terciário (VON SPERLING, 1996). O tratamento preliminar consiste na remoção de sólidos grosseiros e areia, utilizando gradeamento e desarenador, respectivamente. Decantadores normalmente são utilizados para a remoção de sólidos suspensos sedimentáveis, caracterizando o tratamento primário. O tratamento secundário, também denominado biológico, utiliza microrganismos para a remoção de matéria orgânica. Existem diversas técnicas, dentre elas lodos ativados, filtro biológico e lagoas de estabilização. Por fim, o tratamento terciário é aplicado quando há a necessidade de remoção de determinado contaminante, como nutrientes, patógenos, metais, ainda para atendimento dos padrões de lançamento ou para reúso.

Normalmente, os sistemas de tratamento de esgoto doméstico, que objetivam o enquadramento nos padrões de lançamento em corpos hídricos, incluem até o nível secundário. Para fins de reúso, faz-se necessária a adição de novas tecnologias de tratamento, constituindo o tratamento terciário do esgoto.

Existem diversas técnicas que podem ser utilizadas para este fim, dentre elas, coagulação/ floculação seguida pela decantação ou flotação, diferentes tipos de filtros, adsorção com carvão ativado, processos oxidativos avançados, lagoa de maturação, disposição no solo e processos de separação por membrana.

A seleção da combinação de tratamento para atendimento dos padrões de reúso para uma determinada aplicação deve considerar a qualidade da água requerida, as características da água de origem, os requisitos energéticos, químicos e de pessoal e as restrições ambientais (NAS, 2012).

2.3 Processo de Separação por Membrana: Ultrafiltração

Os processos de separação por membrana (PSM) diferenciam-se pelo tamanho reduzido dos poros ($0,0001 - 10 \mu\text{m}$), alcançando até a retenção de constituintes dissolvidos. A membrana é uma barreira fina e discreta capaz de regular a passagem de espécies químicas (BAKER, 2004; METCALF & EDDY, 2016).

Normalmente, as membranas aplicadas ao tratamento de efluentes são classificadas em microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose reversa (OR), em função do tamanho dos poros (Figura 3). Esses processos operam sob pressão e também podem ser classificados em função da pressão requerida (menor poro, maior pressão), do material retido e do mecanismo de retenção (Figura 5).

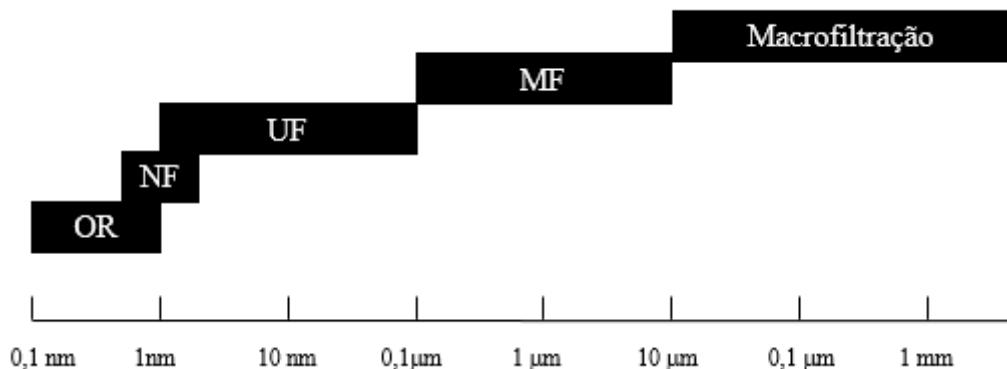


Figura 3 - Classificação das membranas pelo tamanho do poro. Fonte: Adaptado de Oriol (2013).

As membranas de ultrafiltração podem ser utilizadas em duas aplicações. De maneira geral, a primeira aplicação envolve baixo teor de sólidos com remoção periódica do material acumulado e a segunda aplicação envolve alto teor de sólidos com injeção de ar para controle da acumulação do material (FANE et al., 2005; WINTGEN et al., 2005).

2.3.1 Definições e parâmetros de controle

O afluente de “alimentação” (*feed*) é dividido em duas correntes, uma denominada “concentrado” (*concentrate*), rica com as espécies retidas pela membrana, e outra, chamada “permeado” (*permeate*), parcela tratada, ilustradas na Figura 4 (METCALF & EDDY, 2016). As espécies acumuladas na superfície da membrana caracterizam a “incrustação” (*fouling*) e são removidas pela “retrolavagem” (*backwash*) que consiste na limpeza física por meio da inversão do fluxo de filtração. Se a retrolavagem não for

suficiente, uma “limpeza química” (*chemical enhanced backwash*), que consiste na recirculação de soluções ácidas ou alcalinas, é realizada para remoção da incrustação (HABERT et al., 2006).

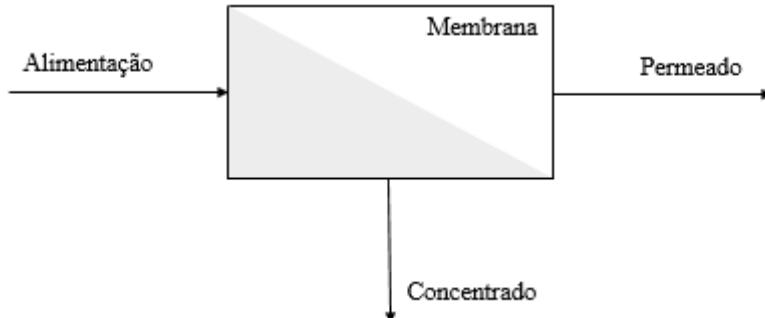


Figura 4 - Representação clássica do processo de separação por membrana.

Alguns parâmetros são importantes para avaliar o processo. A pressão transmembrana é definida como a diferença de pressão entre as extremidades da membrana. A taxa de filtração, também chamada de fluxo de filtração, representa a quantidade de permeado produzida por unidade de tempo e de área superficial da membrana (Equação 3). A permeabilidade é calculada por meio da Equação 4.

$$F = Q/A \quad (3)$$

$$P = F/PTM \quad (4)$$

Sendo,

F = taxa de filtração em $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$

P = permeabilidade em $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{kPa}^{-1}$;

Q = vazão em $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$;

PTM = pressão transmembrana em kPa.

A = Área superficial da membrana em m^2 ;

A eficiência, denominada também de taxa de recuperação, é definida como a produção líquida do processo de ultrafiltração, obtida pela multiplicação entre o rendimento da produção pelo rendimento de disponibilidade (Equação 5) (ORIOL, 2013). O rendimento da produção é a razão entre o tempo de filtração e o tempo total de funcionamento (Equação 6) e o rendimento de disponibilidade é a razão entre o volume líquido pelo volume bruto (Equação 7).

$$Eficiência = Produção \cdot Disponibilidade \quad (5)$$

$$Produção = T_f / T_t \quad (6)$$

$$Disponibilidade = (V_p - V_{lf} - V_{lq}) / V_p \quad (7)$$

Sendo,

T_f = Tempo de filtração;

V_{LF} = Volume de permeado utilizado para a limpeza física;

T_t = Tempo total;

V_p = Volume de permeado produzido;

V_{lQ} = Volume de permeado utilizado para a limpeza química;

2.3.2 Materiais e configurações das membranas

As membranas comerciais são produzidas a partir de materiais orgânicos, em especial polímeros como acetato de celulose, poliamida, polissulfona, e os inorgânicos, como metais e cerâmicas. De maneira geral, as membranas inorgânicas possuem maior custo de produção em relação as membranas orgânicas, mas têm uma vida útil maior e permitem limpezas mais eficientes (CHISTI, 2007; HABERT et al., 2006).

Quanto a morfologia, as membranas podem ser classificadas como densas ou porosas (Figura 5), subdivididas em isotrópicas/simétricas, quando possuem morfológica homogênea em toda sua espessura, e anisotrópicas/assimétricas, quando não (HABERT et al., 2006). Em decorrência da morfologia, os mecanismos de retenção podem ser diferenciados em exclusão por tamanho nas membranas porosas e solução-difusão nas membranas densas. As membranas de MF e UF são porosas, enquanto as membranas de NF e OR são densas (BAKER, 2004).

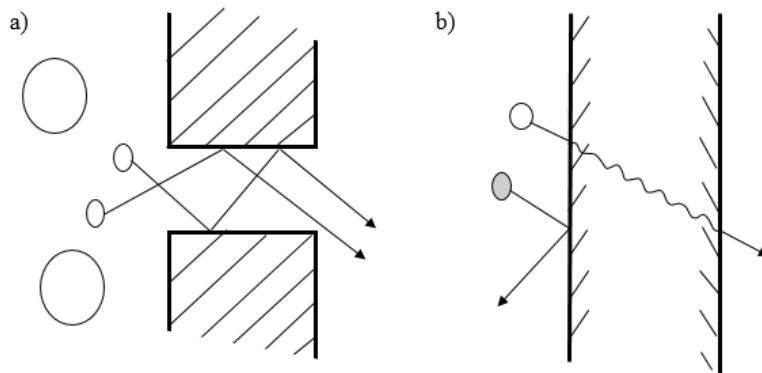
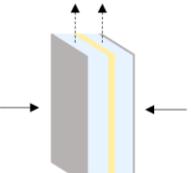
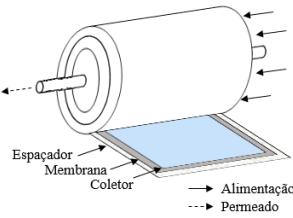
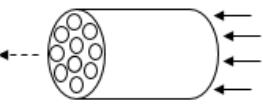


Figura 5 - Classificação das membranas em função da morfologia: a) porosas e b) densas.
Fonte: Backer (2004).

As membranas são agrupadas em módulos de várias configurações para proporcionar uma grande área de filtração em um volume compacto. Geralmente, os módulos incluem as formas plana (plate-and-frame), enrolada em espiral (spiral-wound), tubular (tubular) e fibra oca (hollow fiber), detalhadas na Tabela 8 (CHISTI, 2007).

Tabela 8 - Classificação das membranas em função da configuração dos módulos.

Tipo	Aspecto	Características
Plana	 → Alimentação ■ Membrana ... Permeado ■ Suporte	As membranas são como folhas planas suportadas em uma estrutura de placas. Área superficial de 500 m ² /m ³ . Custo alto. Pode ser desmontada para limpeza.
Enrolada em espiral	 → Espaçador → Membrana → Coletor → Alimentação ... Permeado	As membranas planas são enroladas envolta de um tubo, o que aumenta a área superficial (900 m ² /m ³). Custo baixo. Não pode ser facilmente limpa.
Tubular	 → Alimentação ... Permeado	As membranas consistem em tubos com diâmetros relativamente grandes. Por este motivo, têm a menor área superficial de (30 m ² /m ³) e consomem mais energia. Custo mais alto.
Capilar	 → Alimentação ... Permeado	As membranas consistem em tubos com diâmetros extremamente pequenos. Opera em baixas pressões e tem uma área superficial de 1.000 m ² /m ³ . Custo baixo.
Fibra oca	 → Alimentação ... Permeado	As membranas consistem em tubos com diâmetros relativamente menores, proporcionando uma elevada área superficial (10.000 m ² /m ³). Custo mais baixo. Tolera elevada concentração de sólidos.

Fonte: Adaptado de Baker (2004); Chisti (2007); Drioli & Gionno (2009).

2.3.3 Modos de operação

No que tange a operação, os sistemas podem operar sob pressão constante, fluxo constante ou ainda sem restrição de fluxo ou pressão (METCALF & EDDY, 2016). Outra variação operacional é a possibilidade de trabalhar com alimentação no modo tangencial (*cross-flow*) ou modo perpendicular (*dead-end*), mostrados na Figura 6. No primeiro, a

alimentação escoa tangencialmente a membrana, uma parcela passa através da membrana (permeado) e o material propenso a acumular pode ser controlado pela força de cisalhamento, retornando para a alimentação. Já no segundo, toda a alimentação é filtrada e o material acumulado na membrana é removido por retrolavagem frequente (METCALF & EDDY, 2016). De maneira geral, os sistemas operam em modo perpendicular e fluxo constante (FANE et al., 2009).

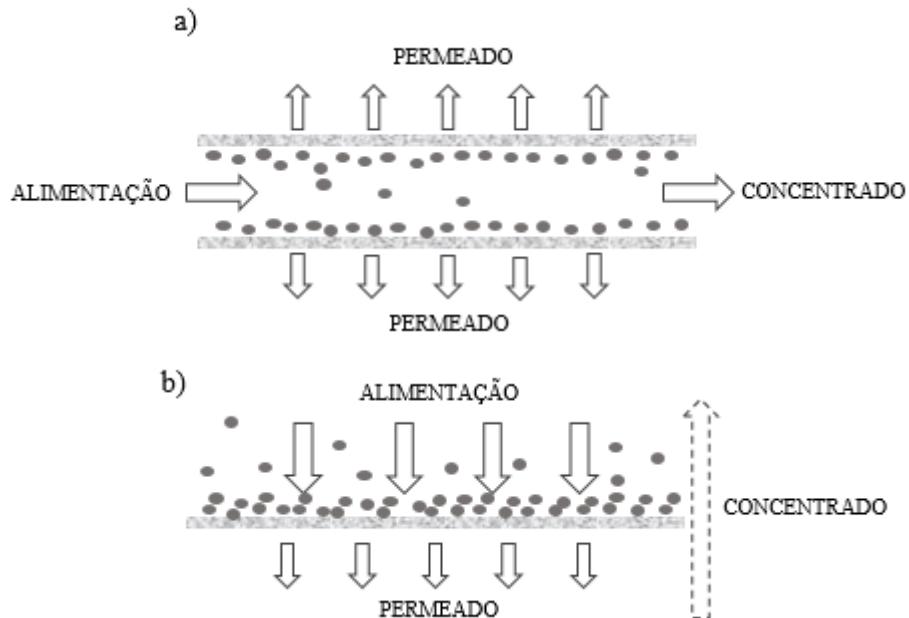


Figura 6 - Modo de filtração: a) Tangencial e b) Perpendicular.
Fonte: Adaptado de Chisti (2007).

2.3.4 Fenômenos inerentes na redução da permeabilidade

A partir da Figura 6, é possível observar que o material que não atravessa a membrana ficará retida na sua superfície, principalmente na filtração perpendicular, dificultando a passagem do fluido. A interação dos materiais com a membrana pode ser classificada em concentração polarizada e incrustação, dependendo da relação com o tempo. A concentração polarizada refere-se a difusão reversa (contrária ao sentido de filtração) do material próximo a membrana por sua concentração ser maior do que na alimentação (CHISTI, 2007). Com mais tempo de interação, esses materiais podem acumular na superfície da membrana, formando as incrustações. Há três formas de incrustação: estreitamento e entupimento de poro, e formação de camada gel, representadas

na Figura 7 (BOURGEOUS et al., 2001; HABERT et al., 2006; METCALF & EDDY, 2016).

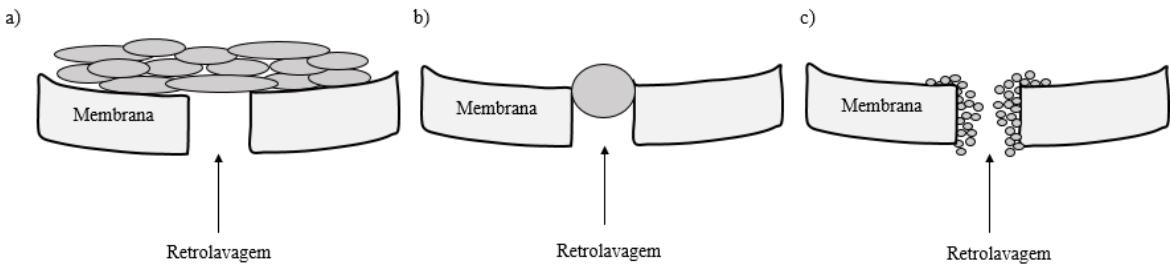


Figura 7 - Mecanismos de incrustação: a) Camada gel; b) Entupimento de poro; c) Estreitamento de poro. Fonte: Adaptado de Bourgueus et al. (2001).

Na Figura 8, é possível visualizar a interação entre a incrustação e a membrana ao longo do tempo. A pressão necessária para que o processo de separação ocorra pode ser entendida como a resistência da membrana (R_m). As espécies presentes na alimentação dificultam a passagem do fluido pela membrana, impondo resistência adicional, denominada resistência da incrustação ($R_{incrustação}$). A resistência de incrustação pode ser dividida em resistência reversível (R_{rev}) e irreversível (R_{irrev}), em função do tipo de limpeza requerida para sua remoção. Durante um ciclo filtração, a resistência aumenta à medida que a incrustação ocorre, retornando ao valor inicial após a retrolavagem, caracterizando a resistência reversível (R_{rev}). Entretanto, a resistência inicial não é recuperada por completo. Esta diferença entre a resistência inicial de cada ciclo corresponde a resistência irreversível (R_{irrev}), acumulada ciclo após ciclo. Após um período relativamente longo, uma limpeza química é necessária para remoção das espécies causadores da resistência irreversível (HABERT et al., 2006; CHISTI, 2007; FERRER et al., 2015).

A partir da Figura 7, é possível observar que as incrustações por camada gel e entupimento de poro tem maior propensão a serem removidas por uma limpeza física, caracterizadas como incrustação reversível. E a incrustação por estreitamento, que envolve a adsorção do material na superfície da membrana, é removida pela limpeza química, constituindo uma incrustação irreversível (FERRER et al., 2015).

Ressalte-se que estes fenômenos são inerentes ao processo de separação por membrana e a minimização da incrustação irreversível é uma das principais linhas de estudo na área. Segundo Fane et al. (2009), as estratégias incluem pré-tratamento do

afluente de alimentação, variação das condições operacionais e seleção das características da membrana.

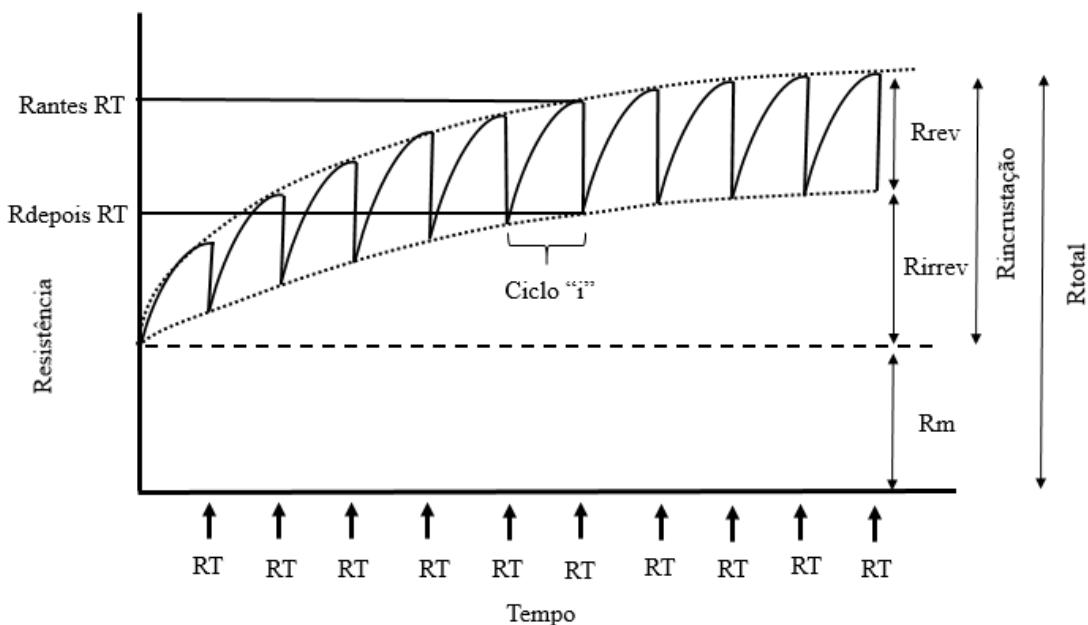


Figura 8 - Evolução da resistência em uma membrana de ultrafiltração ao longo do tempo. Fonte: Adaptado de FERRER et al. (2015). RT: Retrolavagem; Rm: Resistência da membrana; Rirrev: Resistência irreversível; Rrev: Resistência reversível; Rinc: Resistência devido à incrustação; Rtotal: Resistência total ($Rm + Rinc$).

Neste sentido, coagulação, adsorção, pré-filtragem e oxidação foram investigados e sua contribuição para a manutenção da permeabilidade da membrana foi comprovada (ACERO et al., 2012; BENITO et al., 2017; CHON et al., 2013; DECAROLIS et al., 2001; FAN et al., 2008; JIN et al., 2012; LEE et al., 2007; ZHENG et al., 2009). Além disso, também constataram aumento de retenção dos contaminantes, incluindo poluentes emergentes (ACERO et al., 2012; JIN et al., 2012; MELO-GUIMARAES et al., 2013; ACERO et al., 2017).

Variações nas condições operacionais também podem reduzir as incrustações irreversíveis. De maneira geral, fluxos de filtração e intervalo de retrolavagem maiores reduzem a taxa de recuperação da permeabilidade (DECAROLIS et al., 2001; FERRER et al., 2015; CHEN et al. 2003). Sistemas com fluxos constantes apresentaram fluxos menores do que sistemas sem restrição de fluxo e pressão, uma vez que o aumento na pressão para manter o fluxo pode incrustar mais fortemente os sólidos (BOURGEOUS et al., 2001).

As características das membranas influenciam na interação com a incrustação. Filloux et al. (2014) compararam quatro membranas poliméricas e concluíram que as

membranas de fluoreto de polivinilideno apresentaram a menor redução de fluxo. Muthukumaran et al. (2014) observaram que a membrana cerâmica produziu uma efluente de melhor qualidade, entretanto houve uma redução de mais 50% no fluxo ao longo do tempo, enquanto a membrana polimérica apresentou uma redução de 10% no fluxo.

Tabela 9 - Características dos sistemas piloto de ultrafiltração como pós-tratamento de efluente de alimentação da literatura.

Efluente de alimentação	Membrana	Remoção (%)	Operação	COS (kg. m ²)*	Referência
DBO ₅ : 3,2; SST: 1,9	Polissulfona; kDa; 0,01 µm	69	Filtração tangencial; DBO ₅ : 144 - 151 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 17,5 minutos (eficiência 91%) ¹	-	BOURGUEOS et al. (2001)
DQO: 5,1; Turbidez: 1,4; UV ₂₅₄ : 0,1; Amônia: N.D.	Fluoreto de polivinilidina; 0,1 µm	69	Filtração perpendicular; 130 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 30 minutos (eficiência 73%) ²	0,33	CHON et al. (2013)
Turbidez: 1,53; UV ₂₅₄ : 0,2; COT: 8,9	Poliestersulfona; MWCO: 150 kDa	UV ₂₅₄ : 4,1; COT: 5,6	Filtração perpendicular; pressão constante; 51 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos ³	-	DECAROLIS et al. (2001)
DQO: 49; Turbidez: 5,0; SST: 3,0	Polissulfona; MWCO: 100kDa; 0,01 µm	DQO: 36	Filtração perpendicular; 50 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos (eficiência 82%)	0,82	FALSANISI et al. (2009)
DQO: 8,4; Turbidez: 4,2	fluoreto de polivinilideno;	-	Filtração perpendicular; 83 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 30 minutos ⁴	0,35	LEE et al. (2017)
DQO: 4,2; Turbidez: 1,25	MWCO: 150 kDa; 0,01 µm	-	-	0,17	
COD: 10,2; Turbidez: 0,24; UV ₂₅₄ : 0,257	Poliestersulfona; MWCO: 100-150 kDa	-	Filtração perpendicular; 50 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 10 minutos ⁵	-	ZHENG et al. (2009)
COD: 11,4; UV ₂₅₄ : 0,191	Poliestersulfona; MWCO: 100 kDa	COD: 18; UV ₂₅₄ : 12	Filtração perpendicular; 60 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos (eficiência de 91%) ³	-	ZHENG et al. (2012)
COD: 12,0; UV ₂₅₄ : 0,282	Poliestersulfona; MWCO: 100 kDa	-	Filtração perpendicular; 60 L. m ⁻² . h ⁻¹ por 20 minutos (eficiência de 91%) ³	-	ZHENG et al. (2017)

Unidades: DQO, SST, COT, COD: mg. L⁻¹; Turbidez: NTU; UV₂₅₄: cm⁻¹; N.D: Não detectado. MWCO: *Molecular weight cut-off* (Massa molecular de corte da membrana). Pré-tratamentos dos efluentes de alimentação: ¹Filtro granular; ²Coagulação/Filtração; ³Coagulação em linha; ⁴Coagulação/sedimentação; ⁵Filtro de areia lento.

* COS: Carga orgânica superficial = Ff. Ci. Tf (Equação 8), sendo Ff o fluxo de filtração, tf o tempo de filtração e Ci a concentração de DQO do influente (DECAROLIS et al., 2001).

A partir da caracterização da incrustação, é possível identificar as espécies responsáveis pela incrustação irreversível. Segundo Fan et al. (2008) e Chon et al. (2013), os compostos hidrofílicos são os principais responsáveis pela incrustação. Lee et al. (2007) constaram que as partículas entre 1,2 e 0,2 μm reduzem consideravelmente o fluxo de filtração. Além disso, o efluente utilizado era composto principalmente por ácidos hidrofílicos (64%) e mais de 95% do carbono orgânico dissolvido tinha peso molecular menor do que a capacidade de retenção da membrana.

Na Tabela 9, é possível visualizar as principais características de sistemas pilotos de ultrafiltração da literatura. Os efluentes de alimentação utilizados apresentam carga orgânica relativamente baixa, todas as membranas utilizadas são de material polimérico, predomina-se o modo operacional perpendicular com taxas de filtração entre 50 e 150 $\text{L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Aspectos gerais

Esta pesquisa utilizou as instalações provenientes do *Brazil Managed Aquifer Recharge* (BRAMAR), projeto de pesquisa de cooperação bilateral Alemanha-Brasil. O sistema piloto de pós-tratamento localizado nas mediações da Estação de Tratamento de Efluente (ETE) Mangabeira localizada em João Pessoa (Brasil) foi instalado em março de 2017 e ficou em operação até outubro de 2018.

Durante este período, foram realizadas duas trocas de membranas: junho de 2017 e janeiro de 2018. Na primeira troca, as membranas novas possuíam diâmetro interno maior do que anterior. Na segunda troca, o diâmetro interno foi mantido. Os resultados apresentados nesta pesquisa correspondem a operação do sistema entre julho de 2017 e junho de 2018.

3.2 Efluente Secundário

O efluente final do módulo I da ETE Mangabeira foi utilizado como afluente no sistema de pós-tratamento instalado na área externa da estação (Figura 9). A ETE Mangabeira consiste em um tratamento preliminar com gradeamento e caixa de areia e um tratamento biológico composto por duas lagoas anaeróbias em série seguidas por uma lagoa facultativa. O tempo de detenção total estimado é de 11 dias (MENDONÇA, 2017).



Figura 9 - Estação de Tratamento de Esgoto Mangabeira, localizada em João Pessoa (PB).
Fonte: Google Earth.

3.3 Unidade experimental

A Planta Piloto de Ultrafiltração (PPU) da companhia *De.Encon* compôs o sistema de pós-tratamento do efluente final da ETE (Apêndice A). Os principais componentes do sistema estão representados na Figura 10. O efluente final do módulo I da ETE Mangabeira era bombeado periodicamente para o tanque de equalização (TE). Em seguida, o efluente passava por três pré-tratamentos: dois filtros de areia (FA) em paralelo, um filtro de tela (FT), sendo armazenado no tanque de alimentação (TA), e, facultativamente, recebia coagulante em linha e seguia para a floculação mecânica (F). Por fim, o efluente passava pelos módulos das membranas de ultrafiltração (U1 e U2), sendo o permeado armazenado nos tanques de permeado (TP1 e TP2) e o concentrado no tanque de rejeito (TR). Além do concentrado das membranas, o concentrado dos filtros de areia e de tela também eram encaminhados para o tanque de rejeito, retornando para a lagoa anaeróbia do módulo I por bombeamento.

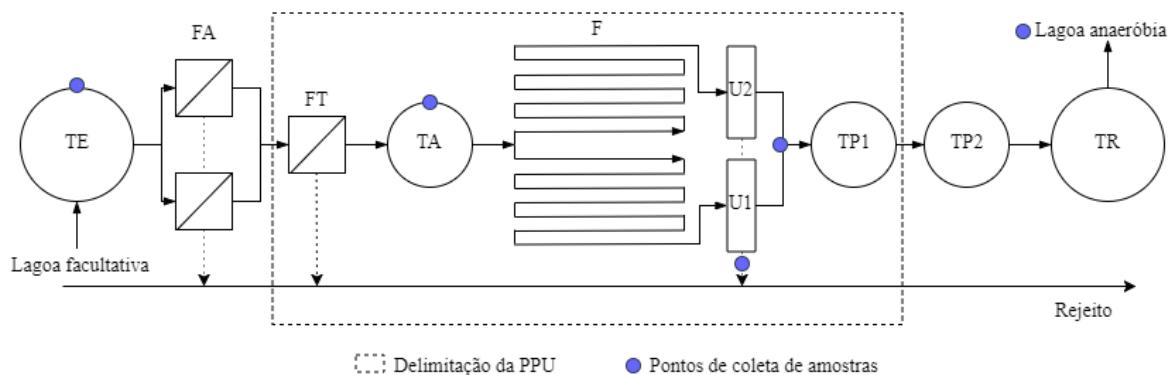


Figura 10 - Representação esquemática do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira, João Pessoa/PB.

Cada módulo era composto por múltiplas fibras cilíndricas ocas de polietersulfona da *Inge Dizzer* (P 4040-4.0), com uma área superficial total de 4m². Além disso, os módulos foram operados com fluxo perpendicular de dentro para fora. As condições operacionais recomendadas pelo fabricante são apresentadas na Tabela 10.

Tabela 10 - Condições operacionais recomendadas pelo fabricante da membrana P4040-4.0 - Inge Dizzer.

Parâmetro	Faixa operacional
Fluxo de filtração	60 – 140 L. m ⁻² . h ⁻¹
Duração da filtração	30 – 120 min
Fluxo de retrolavagem	> 230 L. m ⁻² . h ⁻¹
Duração da retrolavagem	30 – 60 s

O funcionamento da PPU consistia na realização de até quatro etapas sequenciadas, apresentadas na Figura 11. Iniciava-se com a filtração no sentido superior ou inferior, seguida pela retrolavagem que poderia ser precedida ou sucedida por um *forward flush*, que consistiu na passagem do efluente de alimentação apenas por dentro da membrana, ou seja, sem a produção de permeado. O ciclo seguinte poderia ser iniciado com uma filtração no mesmo sentido ou no sentido oposto. Após um determinado número de ciclos, uma limpeza química automática (LQA) era realizada. Ainda uma limpeza química intensa (LQI) poderia ser necessária quando a LQA não era suficiente para restaurar a pressão ou quando a pressão atingia valores acima de 100 kPa, diferenciando-se da LQA pela maior duração de recirculação, concentração e do tempo de repouso dos produtos químicos em contato com as membranas. As limpezas químicas podiam ser ácida ou alcalina de acordo com o produto utilizado.

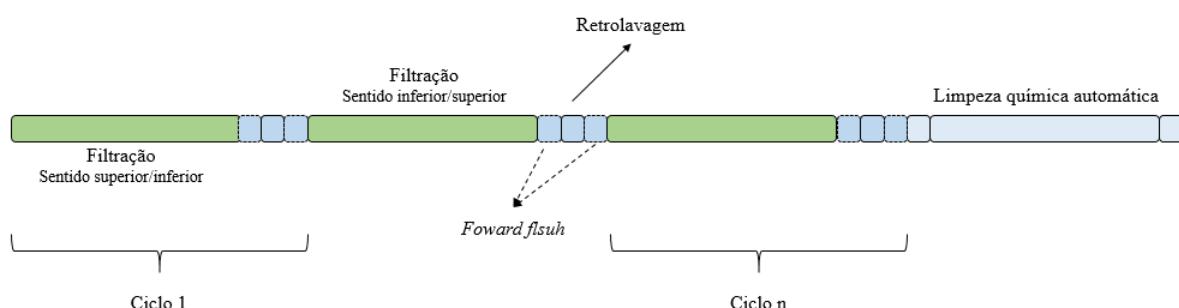


Figura 11 - Sequência das etapas da PPU.

As condições operacionais da planta eram estabelecidas em painel digital, respeitando os limites superiores do sistema (Tabela 11). Além disso, também era possível estabelecer a frequência e o tipo de limpeza química (ácida ou alcalina), o sentido (superior, inferior ou alternado) e a sequência (com ou sem *forward flush* antes ou depois da retrolavagem) de filtração, bem como, a adição de coagulante e de produto químico para ajuste do pH do efluente de alimentação. Os módulos de membrana funcionavam em paralelo e, independentes, possibilitando condições diferentes em cada membrana.

Durante a operação do sistema, alguns produtos químicos foram necessários para seu funcionamento. Policloreto de alumínio diluído (PAC, comercial, 18%) foi utilizado como coagulante. Ácido sulfúrico (H_2SO_4 , 98%) foi utilizado na limpeza química ácida. Hidróxido de sódio ($NaOH$, 98%) e hipoclorito sódio ($NaOCl$, 10%) foram utilizados na limpeza química alcalina.

Tabela 11 - Parâmetros ajustáveis da PPU e seus respectivos limites.

Variáveis	Limite superior
Filtração	
Duração da filtração	3600 s
Fluxo de filtração	1000 L h ⁻¹
Duração do <i>forward flush</i>	90 s
Frequência do <i>forward flush</i>	50 Hz
Duração da retrolavagem	90 s
Fluxo da retrolavagem	2000 L h ⁻¹
Atraso para adição de coagulante	3600 s
Duração da adição de coagulante	3600 s
Limpeza química	
Fluxo de permeado com produto químico	1000 L h ⁻¹
Duração do fluxo de permeado com produto químico	180 s
Tempo de repouso	3600 s
Fluxo de permeado para remoção de produto químico	2000 L h ⁻¹
Duração do fluxo do permeado para remoção dos químicos	180 s

3.4 Delineamento experimental

O sistema piloto de pós-tratamento foi avaliado sob duas perspectivas:

- a) o desenvolvimento operacional
- b) a qualidade do efluente final, ou seja, o permeado.

A avaliação operacional consistiu em testes com variações das condições operacionais, bem como em uma análise sobre todo o sistema de tratamento. Já na avaliação da qualidade do permeado, além da sua caracterização, um cenário foi montado para verificar as potencialidades de reúso do efluente no município de João Pessoa. Na Figura 12, é possível visualizar como será apresentada a avaliação do sistema.

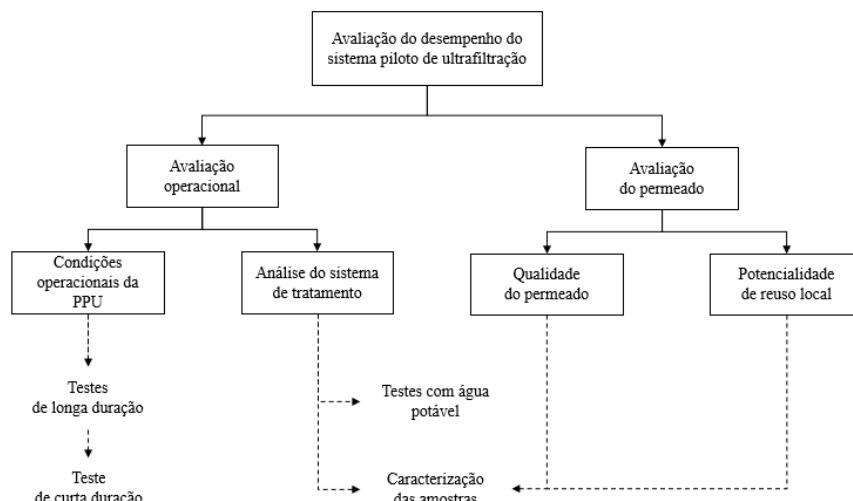


Figura 12 - Fluxograma da avaliação do sistema piloto de ultrafiltração no pós-tratamento do efluente secundário da ETE Mangabeira, João Pessoa/PB.

O dado utilizado na avaliação operacional correspondeu a pressão transmembrana (PTM) inicial de cada ciclo armazenada pelo sistema. A taxa de recuperação do sistema foi calculada por meio da Equação 5 (Seção 2.3.1). A carga orgânica superficial (COS) do sistema foi calculada pela Equação 8 (Tabela 9, seção 2.3.2).

3.4.1 Teste das condições operacionais de longa duração

O sistema piloto de pós-tratamento foi operado por 30 dias, variando-se a taxa de filtração entre 25 e 37,5 L. m⁻². h⁻¹ em função da pressão transmembrana observada. As demais condições operacionais foram fixadas (Tabela 12). A limpeza química intensa foi realizada quando a pressão transmembrana atingia valores acima de 100 kPa.

Tabela 12 - Condições operacionais durante a avaliação de longa duração.

Parâmetros	Valor
Filtração	
Duração	900 s
Coagulante	3 - 5 mg. L ⁻¹
Sentido	Alternado
Retrolavagem	
Fluxo	250 L. m ⁻² . h ⁻¹
Duração	45 s
Limpeza química	
Frequência	12h - alcalina 240h - ácida
Tempo de repouso	600s

3.4.2 Testes das condições operacionais de curta duração

As condições operacionais foram investigadas a partir de experimentos de curta duração, de cinco ou trinta horas (curta duração), variando-se isoladamente as limpezas física e química e a concentração de coagulante. A influência dessas condições também foi avaliada a partir do comportamento da PTM. Todos os testes foram realizados de forma aleatória.

3.4.2.1 Avaliação da limpeza física

As variáveis avaliadas foram a taxa e a duração da retrolavagem e a presença do *forward flush* (Duração de 20s), cujas condições estão especificadas na Tabela 13. Os

experiimentos consistiram em 20 ciclos de filtração com uma duração total de aproximadamente cinco horas. As condições fixas foram taxa de filtração de $32,5 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, duração da filtração por 900s e a adição de coagulante a uma concentração de 5 mg.L^{-1} a fim de manter a estabilidade do sistema.

Tabela 13 - Condições avaliadas nos testes de retrolavagem.

Experimento	Taxa de retrolavagem ($\text{L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	Duração (s)	Forward flush
1	260	30	Ausente
2	260	45	Ausente
3	260	60	Ausente
4	260	30	Presente
5	220	45	Presente
6	300	45	Presente

3.4.2.2 Avaliação da limpeza química

As variáveis estudadas da limpeza química foram o tempo de repouso, a frequência e o tipo, especificadas na Tabela 14. As condições de filtração foram mantidas do teste anterior, fixadas em taxa de filtração de $32,5 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, duração da filtração de 900s, adição de coagulante a uma concentração de 5 mg.L^{-1} , e as condições da limpeza física foram fixadas em taxa de retrolavagem de $260 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, duração da retrolavagem de 45s e sem *forward flush*.

Tabela 14 - Condições avaliadas nos testes de limpeza química.

Experimento	Tempo de repouso (s)	Frequência (h)	Tipo
1	300	20	Alcalina
2	600	20	Alcalina
3	900	20	Alcalina
4	600	30	Alcalina
5	300	20	Alcalina / Ácida
6	900	20	Alcalina / Ácida
7	300	30	Alcalina / Ácida

3.4.2.3 Avaliação da dosagem de coagulação

A influência do coagulante na manutenção da PTM foi avaliada, variando-se a concentração de coagulante e a taxa de filtração (Tabela 15). As condições da retrolavagem

(260 LHM; 45s) e o volume filtrado (32,5 L) por ciclo foram fixados. Os experimentos consistiram em 20 ciclos de filtração com duração total entre quatro e seis horas. Amostras do concentrado foram coletadas no último ciclo.

Tabela 15 - Condições avaliadas nos testes de coagulante.

Experimento	Taxa de filtração (L. m⁻². h⁻¹)	Coagulante (mg.L⁻¹)
1	27,5	0
2	37,5	0
3	27,5	6
4	37,5	6
5	32,5	3

3.4.3 Teste com água potável: integridade da membrana

Os testes com água potável foram realizados para avaliar o grau de desgaste das membranas durante um determinado tempo de uso. Além disso, também é possível estimar a resistência inerente do processo. Para tanto, os testes foram realizados em dois momentos: em junho de 2017, após a instalação das membranas, e em janeiro de 2018, antes da substituição destas membranas.

Os experimentos consistiram na filtração de água potável em diferentes fluxos de filtração por um determinado tempo no sentido superior. As taxas de filtração variaram entre 20 e 100 L. m⁻². h⁻¹. A pressão transmembrana de cada taxa de filtração correspondeu a média de 10 a 15 valores de pressão registrada por minuto.

3.4.4 Caracterização das amostras

Amostras do esgoto bruto, do efluente da lagoa facultativa bruto e pré-filtrado fresco, dos permeados e dos concentrados de cada membrana de ultrafiltração foram coletadas semanalmente nos meses de julho a novembro de 2017, totalizando 21 coletas. O esgoto bruto foi coletado após o tratamento preliminar da ETE Mangabeira, o efluente da lagoa facultativa foi coletado no tanque de equalização, o efluente da lagoa facultativa pré-filtrado foi coletado no tanque de alimentação, o permeado foi coletado durante o ciclo de filtração de cada membrana e o concentrado foi coletado antes de ser encaminhado para o tanque de rejeito, independente das condições operacionais estabelecidas no dia. Os pontos de coleta são indicados na Figura 10.

As análises de pH, condutividade, sólidos totais e coliformes termotolerantes foram realizadas no Laboratório de Análise e Monitoramento de Efluentes da Companhia de Água e Esgoto da Paraíba (CAGEPA) – unidade Mangabeira/PB. As análises de DQO, DBO₅ e nitrogênio amoniacal foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Química (LTQ) da Universidade Federal da Paraíba. Os métodos utilizados em cada análise estão apresentados na Tabela 16 (APHA *et al.*, 2012). Todos os dados da caracterização são apresentados no Apêndice B.

Tabela 16 - Métodos utilizados por análise para caracterização das amostras do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira.

Parâmetros	Método
Amônia ¹	Nessler e colorimétrico
Coliformes termotolerantes	Membrana filtrante
Condutividade	Eletrométrico
DBO ₅ ²	Respirométrico
DQO ³	Refluxo fechado e colorimétrico
pH	Eletrométrico
Sólidos totais	
Sólidos totais fixos	Gravimétrico
Sólidos totais voláteis	
Temperatura	Eletrométrico
Turbidez	Nefelométrico
UV ₂₅₄	Espectrofotométrico

¹ Manual Hach 8030; ² Manual OXITOP; ³ Manual Hach 8000;

Todas as amostras foram coletadas no período da manhã, entre 07:30 e 9:00. As análises de pH, condutividade, sólidos totais e coliformes termotolerantes foram realizadas imediatamente após a coleta. Em seguida, as amostras eram acondicionadas em um isopor para a realização das demais análises, sendo finalizadas até o período da tarde do mesmo dia. Quando necessário, as amostras eram refrigeradas a 4°C.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Avaliação operacional do sistema de pós-tratamento

4.1.1 Teste das condições operacionais de longa duração

A PPU foi operada sob diferentes taxas de filtração, variando-se em função da evolução da pressão transmembrana observada. As taxas de filtração máximo e mínimo avaliadas foram de 37,5 e 25,0 L. m⁻². h⁻¹, respectivamente. A taxa de recuperação do sistema variou entre 45 e 61%. De maneira geral, é possível constatar a manutenção do sistema nas condições impostas em ambos os módulos (Figura 13), com alguns picos de pressão transmembrana. Observou-se também que o módulo 1 trabalhou com pressões ligeiramente superiores ao módulo 2.

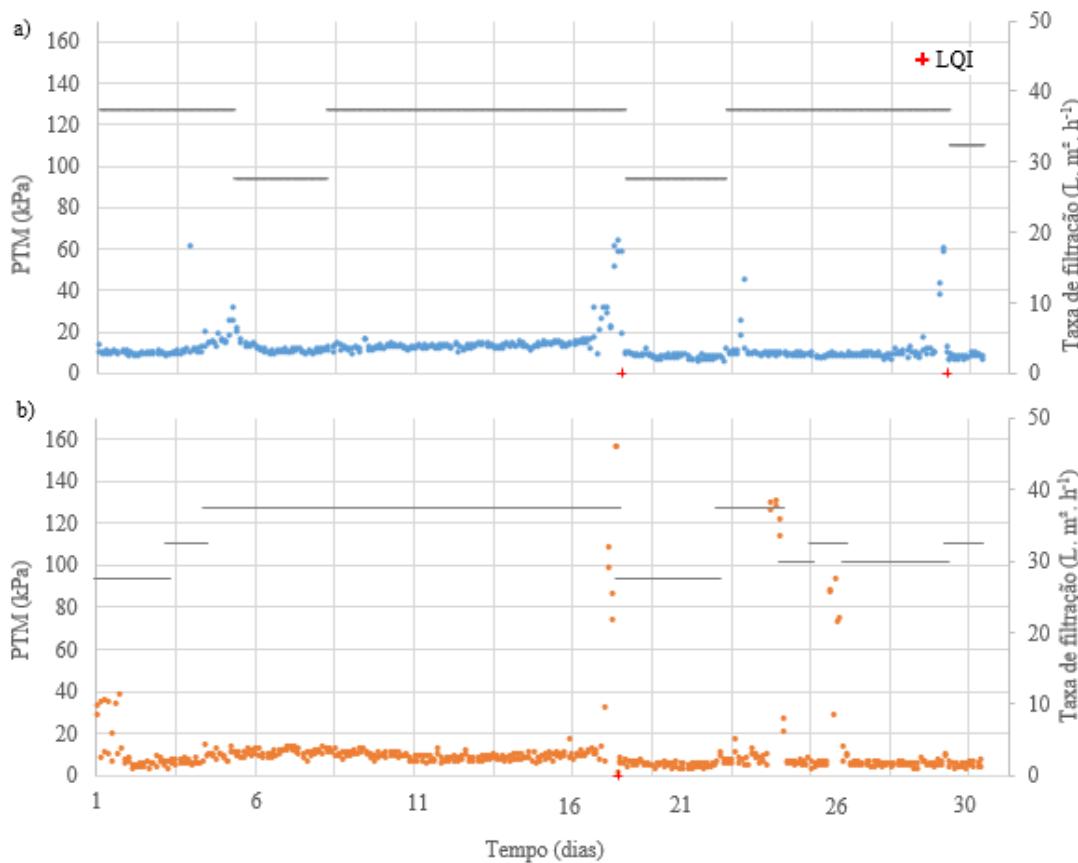


Figura 13 - Comportamento da PTM em diferentes taxas de filtração durante 30 dias nos módulos 1 (a) e 2 (b). LQI: Limpeza química intensa.

O módulo 1 foi iniciado com o fluxo máximo, reduzido para o fluxo mínimo após quatro dias devido ao incremento de PTM observada. Uma redução de 30% no fluxo foi suficiente para controlar a incrustação e reestabelecer a pressão. Após quatro dias de

operação, o fluxo máximo foi reestabelecido, permanecendo por nove dias, até atingir pressões elevadas (> 100 kPa), necessitando-se de uma limpeza química intensa para restaurar a PTM.

Já o módulo 2 foi iniciado com o fluxo mínimo devido as pressões elevadas, principalmente no sentido superior de filtração. A estabilidade foi alcançada após cerca de 16h de operação. Em seguida, seu fluxo foi aumentado aos poucos até o fluxo máximo após quatro dias, operando por 13 dias, até atingir PTM elevadas (> 150 kPa), igualmente ao módulo 1.

No 15º dia, foi observado que a solução alcalina não estava sendo bombeada durante a limpeza química automática e o sistema foi desligado no dia seguinte após a não resolução do problema. No 17º dia o problema foi corrigido e a operação foi retomada nas mesmas condições. Após algumas horas, ambos os módulos apresentaram incrementos consideráveis de pressão (> 100 kPa), contudo o módulo 2 foi desligado automaticamente após alcançar pressões acima de 150 kPa, enquanto o módulo 1 manteve pressões elevadas até o dia seguinte. No dia seguinte (18º dia), após uma limpeza química intensa, o sistema foi reiniciado com a taxa de filtração menor ($25 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)

A taxa de filtração foi aumentada para a máxima após quatro dias de operação em ambos os módulos. O módulo 1 operou por sete dias até novamente necessitar de uma limpeza química intensa para reestabelecer a PTM. Já no módulo 2, foi operado em taxas de filtrações menores devido a tendência de incremento das pressões observadas.

Apesar das limpezas químicas automáticas realizadas duas vezes por dia, é possível observar a ocorrência de uma incrustação irreversível ao longo dos dias, culminando com o aumento considerável da pressão transmembrana após cerca de 17 dias em operação. A eficiência da limpeza química intensa pode ser constatada, comparando-se as PTM antes e depois.

Diferentemente, Lee et al. (2017) e Zheng et al. (2017) relataram estabilidade dos sistemas piloto de ultrafiltração com efluentes secundários com taxas de filtração maiores. Ambos os sistemas foram alimentados com efluente secundário proveniente de lodos ativados convencionais, membranas poliméricas, com filtração perpendicular e com pré-tratamento por adição de coagulantes metálicos.

Lee et al. (2017) avaliaram o sistema piloto com uma taxa de filtração de $83 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ por 30 minutos e limpeza química uma vez por dia. O sistema operou por 30 dias e a pressão transmembrana aumentou de 50 para 100 kPa. Zheng et al. (2017) investigaram o sistema piloto com uma taxa de filtração de $60 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ por 20 minutos sem limpeza

química. O sistema operou por 20 dias até atingir a pressão transmembrana máxima de 600 kPa.

Apesar das diferenças operacionais, é possível constatar a influência das características do efluente de alimentação no processo de ultrafiltração. O efluente de alimentação da pesquisa limitou a taxa de filtração do sistema e ainda acarretou em limpezas químicas mais frequentes.

4.1.2 Testes das condições operacionais de curta duração

4.1.2.1 Avaliação da limpeza física

As condições da retrolavagem foram variadas em termos de taxa e duração da retrolavagem, bem como, e presença do *forward flush*, avaliando-se a evolução da PTM durante cinco horas de operação. É possível observar que as pressões se mantiveram estáveis em todos os experimentos (Figuras 14-16).

A redução na duração da retrolavagem não comprometeu a eficiência da remoção da incrustação, como tampouco o aumento da duração melhorou a eficiência em ambos os módulos (Figura 14).

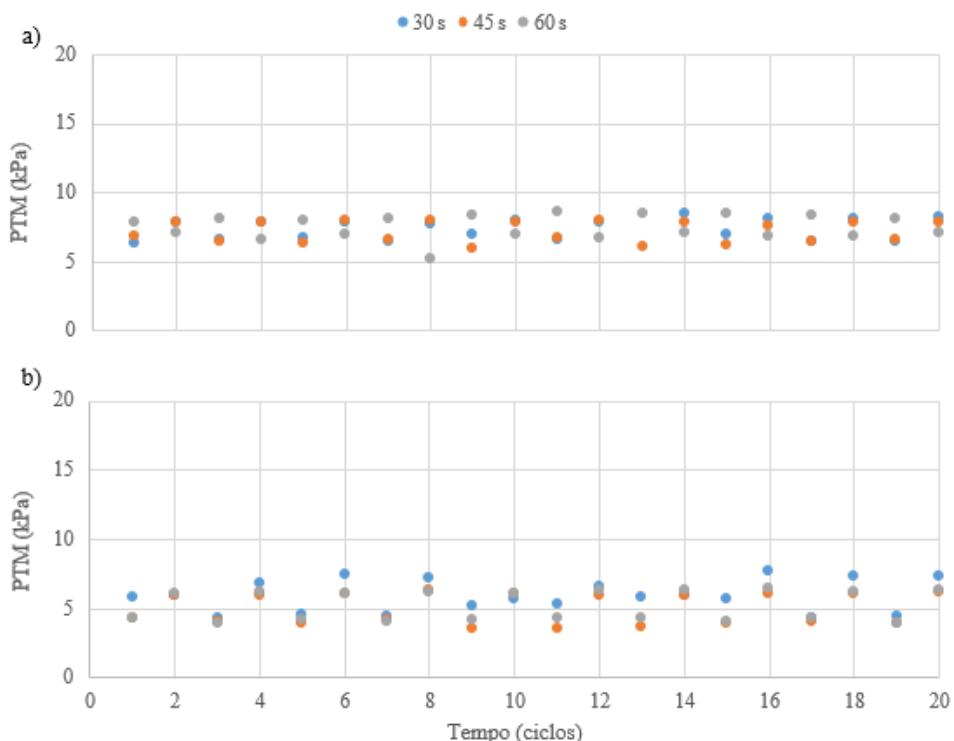


Figura 14 - Comportamento da PTM em durações diferentes para uma taxa de retrolavagem de 260 L. m⁻². h⁻¹ sem *forward flush* nos módulos 1 (a) e 2 (b).

A presença do *forward flush* também não influenciou na remoção da incrustação (Figura 15). A limpeza física apenas com a retrolavagem mostra-se satisfatória nas condições de filtração estudadas. A variação na taxa de retrolavagem também não impactou a eficiência da limpeza física na presença de *forward flush* (Figura 16).

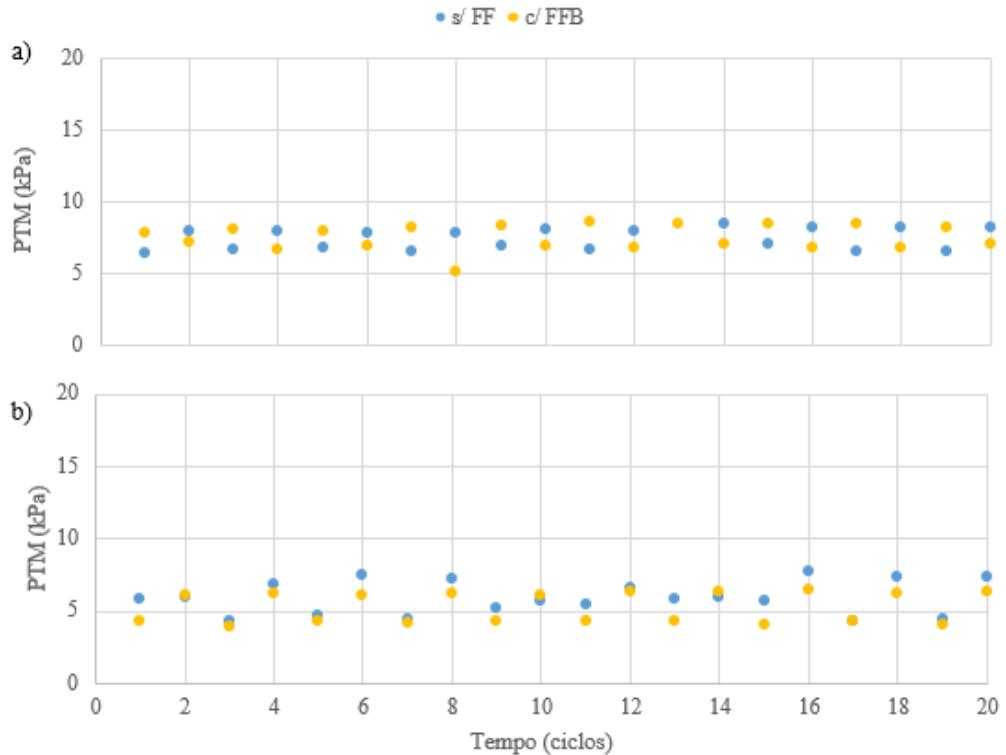


Figura 15 - Comportamento da PTM na ausência e presença de *forward flush* para uma taxa de retrolavagem de $260 \text{ L. m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ e duração de 30s nos módulos 1 (a) e 2 (b).

Assim, os resultados indicam a possibilidade de reduzir a taxa e a duração da retrolavagem e, consequentemente, aumentar a eficiência do processo. Apesar de não apresentarem influência nas condições impostas, estas variáveis podem afetar a manutenção da PTM em taxa ou duração de filtração maiores, ou ainda em uma avaliação de longa duração. Contudo, no sistema de pós-tratamento da pesquisa, o incremento na taxa ou na duração da filtração limita-se pelo efluente de alimentação aplicado (seção 4.1.3).

A limpeza física composta apenas por retrolavagem (25s) do sistema avaliado por Zheng (2017) também se mostrou suficiente para a remoção da incrustação. Chen et al. (2003) constaram uma redução na eficiência quando aumentaram o tempo de filtração, como também verificaram uma relação direta entre frequência e duração da retrolavagem,

ou seja, maior frequência, maior a duração da retrolavagem. Decarolis et al. (2001) observaram redução de produtividade à medida que a taxa de filtração aumentava para a mesma condição de limpeza física. Falsanisi et al. (2009) constataram incremento de pressão progressivo no sistema quando aplicaram uma taxa de retrolavagem correspondente a metade da taxa de filtração.

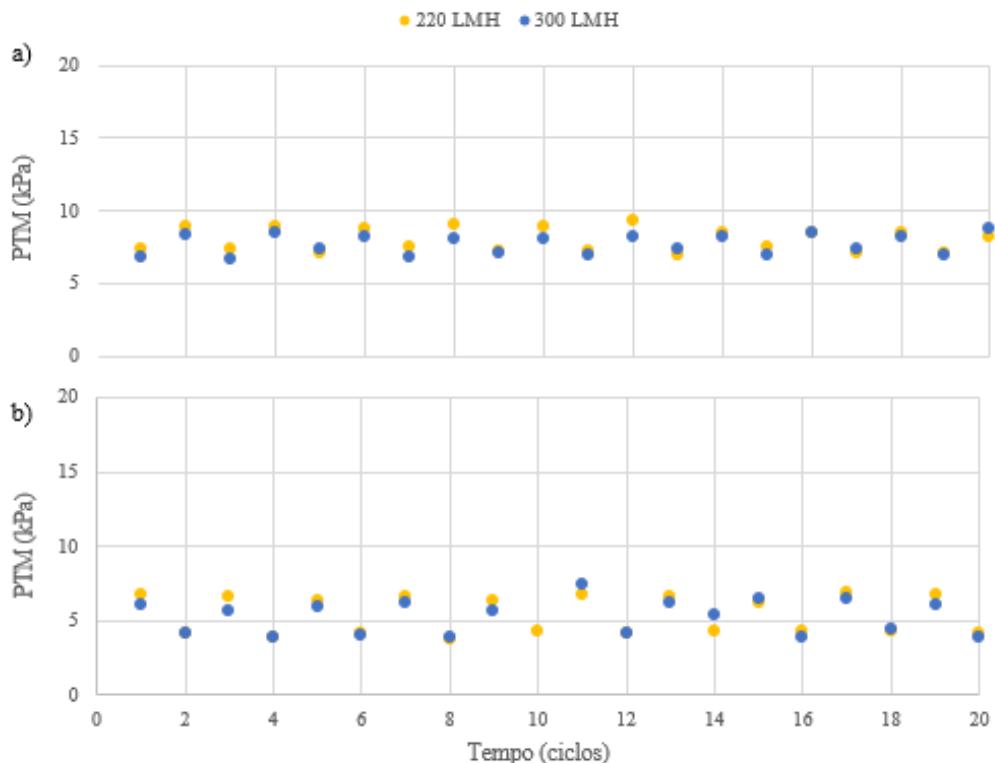


Figura 16 - Comportamento da PTM em diferentes taxas de retrolavagem com *forward flush* e duração de 45s nos módulos 1 (a) e 2 (b).

4.1.2.2 Avaliação da limpeza química

Os experimentos da limpeza química foram realizados em sequência, variando-se a frequência, o tempo de repouso e o tipo (Figura 17). De maneira geral, observou-se manutenção da pressão após os experimentos com frequência de 20h (Experimentos 1, 2, 3, 5 e 6) e um incremento de pressão após os experimentos com uma frequência de 30h (Experimentos 4 e 7). A influência do tempo de repouso (Experimentos 1, 2 e 3) e do tipo da limpeza química (Experimentos 3 e 6) não foram percebidas nas faixas avaliadas.

Durante a execução do experimento 3, a limpeza ácida foi realizada equivocadamente. Uma limpeza alcalina foi realizada antes de reiniciar, correspondendo a barra cinza sem numeração na Figura 17.

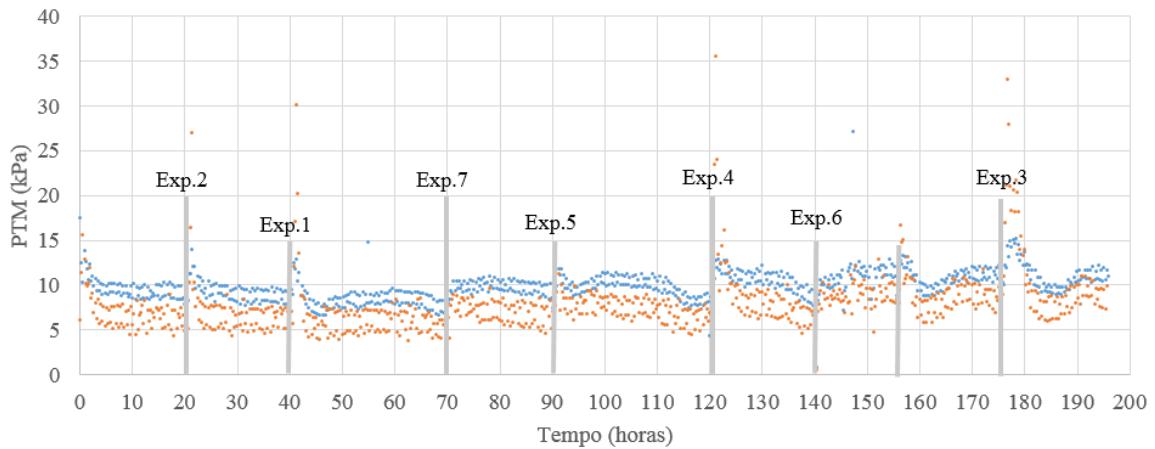


Figura 17 - Comportamento da PTM durante avaliação da limpeza química automática.

Chen et al. (2003) também avaliaram a limpeza química, variando-se duração da recirculação, concentração e temperatura da solução de limpeza, duração do tempo de repouso e a forma de enxague. Constataram influência das variáveis de concentração e temperatura da solução de limpeza e a forma de enxague. Também não se constatou influência do tempo de repouso, que variou entre zero e trinta minutos. Ressalta-se que os tempos de recirculação foram de 30 e 60 minutos, valores bem superiores ao utilizado nesta pesquisa (1,5 minutos).

Os resultados indicam a possibilidade de aumentar o intervalo entre as limpezas químicas para 20h (antes realizada a cada 12 horas). Esta redução poderá resultar em uma vida útil maior para a membrana, uma vez que as limpezas químicas comprometem a integridade da membrana. Contudo não afetaria a taxa de recuperação do sistema que permaneceria em torno de 60%.

4.1.2.3 Avaliação da dosagem de coagulante

A manutenção da PTM foi observada na maior dosagem de coagulante (6 ppm) em ambos os módulos, independente da taxa de filtração (Figura 18). No módulo 1, a redução da dosagem de coagulante (3ppm) não influenciou na manutenção da pressão, resultado esperado devido ao comportamento observado no teste de longa duração. Diferentemente no módulo 2, um incremento contínuo de pressão já foi observado na condição utilizando uma dosagem menor de coagulante (3ppm).

Na ausência de coagulante, um incremento contínuo de pressão, mais acentuado na maior taxa de filtração, foi observado em ambos os módulos. Este resultado indica a

ocorrência de uma incrustação mais compactada na maior taxa de filtração, dificultando sua remoção pela retrolavagem comumente utilizada. Segundo Bourgeous et al. (2001), uma retrolavagem insuficiente reduz o tempo entre limpezas químicas e assim, a manutenção da frequência da limpeza química só será alcançada em taxas de filtração mais baixas. Contudo, esta redução comprometeria consideravelmente a produção de permeado, uma vez que o sistema já está operando em taxas de filtração menores do que o recomendado pelo fabricante da membrana. Desta forma, constatou-se a contribuição positiva do pré-tratamento de coagulação para a estabilidade do sistema, corroborando com a literatura (BOURGEOUS et al., 2001; DECAROLIS et al., 2001; FAN et al., 2008; ZHENG et al. 2017).

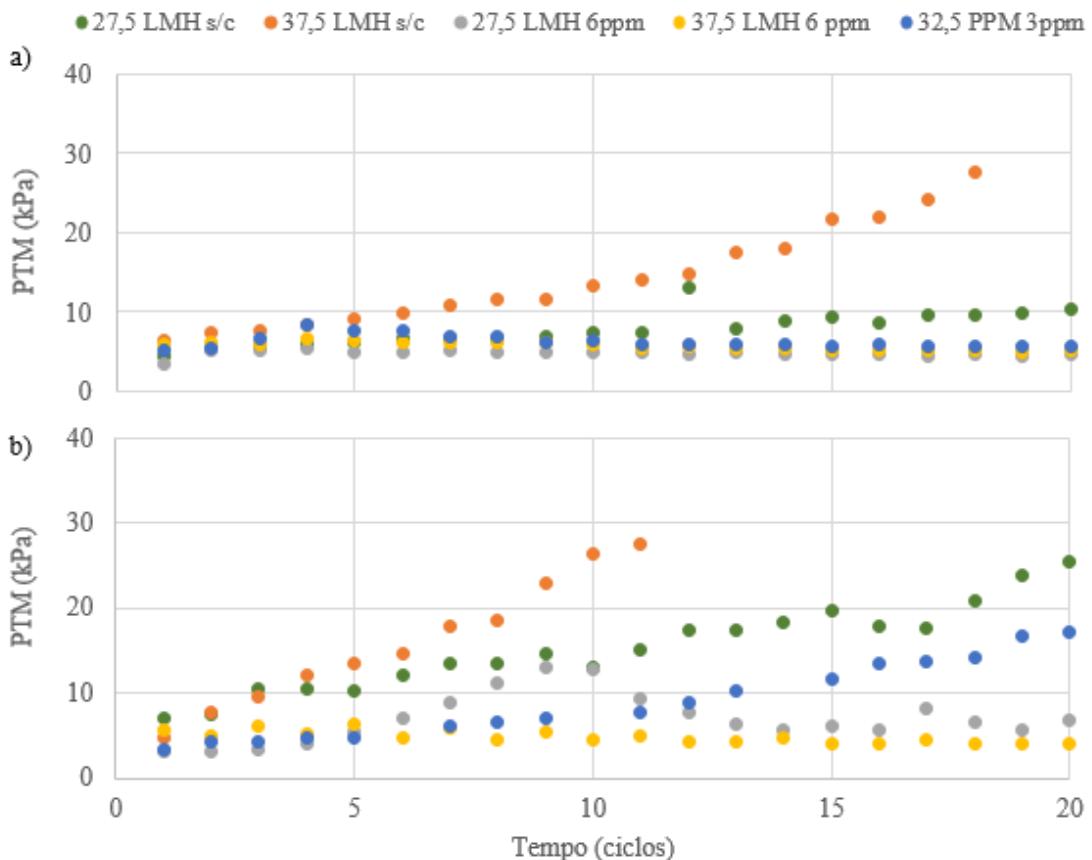


Figura 18 - Comportamento da PTM em diferentes dosagens de coagulante nos módulos 1 (a) e (b) 2.

Zheng et al. (2017) também observaram comportamento semelhante ao aplicarem efluente secundário sem pré-tratamento. A pressão transmembrana atingiu o valor máximo (60 kPa) em 14 horas. Com coagulação em linha, o sistema operou por 20 dias até atingir o valor máximo. Considerando a evolução da pressão transmembrana, o sistema atingiria a

pressão transmembrana de 60 kPa em aproximadamente 10 horas. Por outro lado, Bourgeous et al. (2001) relataram estabilidade de operação com efluente secundário sem adição de coagulante por 13 dias. Entretanto, havia a adição de hipoclorito sódio em pequena concentração durante a retrolavagem, controlando a incrustação irreversível.

A diferença de comportamento entre os módulos pode ser explicada a partir das amostras do concentrado (Figura 19). Foi observada a formação de um lodo no fundo dos frascos de coleta com pouco tempo de repouso, justificando o comportamento atípico do módulo 2 na dosagem mais baixa de coagulante (3ppm). Como a membrana 2 não recebeu a dosagem adequada de coagulante, a retrolavagem não foi capaz de remover consideravelmente a incrustação, acumulando-se a cada ciclo.

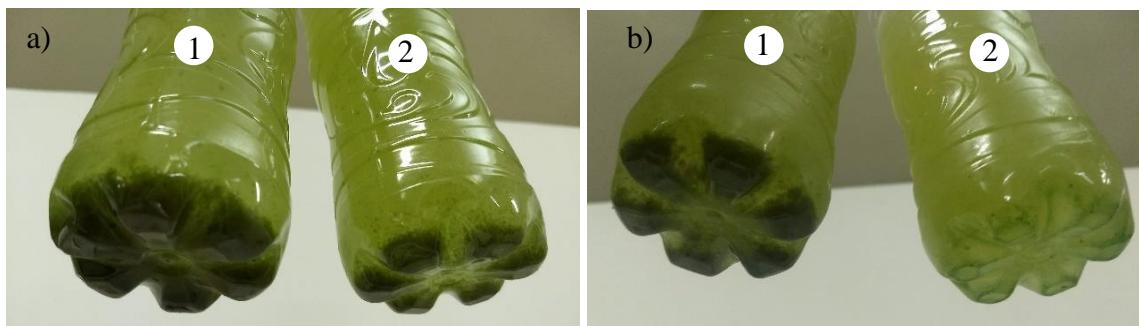


Figura 19 - Amostras de concentrado com a) 6 ppm e b) 3 ppm de coagulante de cada módulo.

É possível afirmar que na presença de coagulante a incrustação predominante se dá pelo mecanismo de camada de gel, removida facilmente pela retrolavagem. Por outro lado, na ausência de coagulante o mecanismo predominante da incrustação é o estreitamento de poros, removida apenas com uma limpeza química (BOURGEOUS et al., 2001; FERRER et al. 2015). Desta forma, a manutenção do sistema atual depende fortemente da adição do coagulante.

4.1.3 Análise do sistema de tratamento com vistas ao reúso

O sistema de lagoa de estabilização da ETE Mangabeira apresenta eficiência média esperada, em termos de matéria orgânica e coliformes termotolerantes (Tabela 17) (VON SERLING, 2017). É possível constatar a elevada eficiência de remoção de matéria orgânica, em termos de DBO₅ (89%), DQO (75%), sólidos totais voláteis (67%) e UV₂₅₄ (39%), e de coliformes termotolerantes (99%). Foi observada uma pequena redução da

condutividade (6%) e um incremento do pH esperado em razão da atividade metabólica das algas presentes.

Tabela 17 - Caracterização do esgoto bruto e do efluente secundário e eficiência média da ETE Mangabeira.

Parâmetros	Esgoto bruto			Efluente secundário			Eficiência Média (%)
	n	Média	C.V.	n	Média	C.V.	
Amônia (mg. L ⁻¹)	16	60	16,4	20	39	18,8	34,6
Coliformes termotolerantes (UFC. 100 mL ⁻¹)	11	1,13E+07	23,8	12	7,12E+04	66,0	99,4
Condutividade (μs. cm ⁻¹)	16	821	12,9	20	772	14,5	6,0
DBO ₅ (mg O ₂ . L ⁻¹)	16	367	35,4	20	39	36,9	89,3
DQO (mg. O ₂ L ⁻¹)	16	734	39,7	20	182	27,0	75,3
Sólidos totais (mg. L ⁻¹)	13	664	27,9	18	434	13,4	34,7
Sólidos totais fixos (mg. L ⁻¹)	13	290	30,9	18	280	13,2	3,5
Sólidos totais voláteis (mg. L ⁻¹)	13	374	61,3	18	154	41,9	58,8
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	10	0,8	16,0	11	0,5	5,6	39,5
Temperatura (°C)	16	26	4,3	20	25	4,7	-
pH	16	7,3	2,1	20	7,6	3,0	-
Sólidos suspensos totais (mg. L ⁻¹)	-	-	-	11	28	59,0	-
Turbidez (NTU)	-	-	-	8	51	9,2	-

n: Número de amostras; C.V.: Coeficiente de variação.

O efluente secundário encontra-se dentro dos limites estabelecidos pela legislação vigente para lançamento em corpo hídrico (BRASIL, 2011; PARAÍBA, 1988), nos quais estabelecem um pH entre 5 e 9 e uma DBO₅ máxima de 60 mg. L⁻¹ com remoção mínima de 60%. No que tange ao parâmetro nitrogênio amoniacal, este é limitado a 20 mg. L⁻¹ para lançamento de efluentes, entretanto não é exigível para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

Comparando-se com outros efluentes secundários também aplicados a membrana de ultrafiltração, descritos na Tabela 9, é possível observar que o efluente da lagoa facultativa apresenta uma elevada carga orgânica. Consequentemente, a carga orgânica superficial (COS) do sistema de pós-tratamento variou entre 1,13 e 1,33 kg. m⁻², valores superiores aos estudos pesquisados (0,17-0,82).

Além disso, a presença das algas contribui para uma maior concentração de compostos identificados como os principais responsáveis pela incrustação irreversível em

membranas de ultrafiltração (ZHANG & FU, 2018). Os autores destacam formas de controle desse tipo de incrustação, dentre elas, a hidrofobicidade do material da membrana. Segundo Sun et al. (2013), o polímero acetado de celulose é mais indicado para filtração de suspensão de algas devido a sua menor hidrofobicidade em comparação ao polissulfona, material da membrana da presente pesquisa.

Ainda, o diâmetro interno das membranas utilizadas nos experimentos foi de 1,5 mm, valor este superior ao anteriormente utilizado durante a operação do sistema de março a junho de 2018, que era de 0,9 mm. Esta alteração proporcionou uma vida útil maior, alcançando seis meses de operação. Na Figura 20, é possível observar a aparência das membranas após uso. A membrana da primeira troca (Figura 20a) possuía resquícios de algas na superfície interna. Já a membrana da segunda troca (Figura 20b) não apresentou resíduos superficiais, indicando a ocorrência de incrustações internas.



Figura 20 - Membranas usadas: a) primeira troca; b) segunda troca.

Na Figura 21, a pressão transmembrana de funcionamento de cada fluxo de filtração da segunda membrana é apresenta, determinadas com água potável. É possível observar que as pressões transmembranas das membranas usadas são um pouco maiores do que as pressões transmembranas das membranas novas, indicando a ocorrência de incrustação irreversível dentro dos poros.

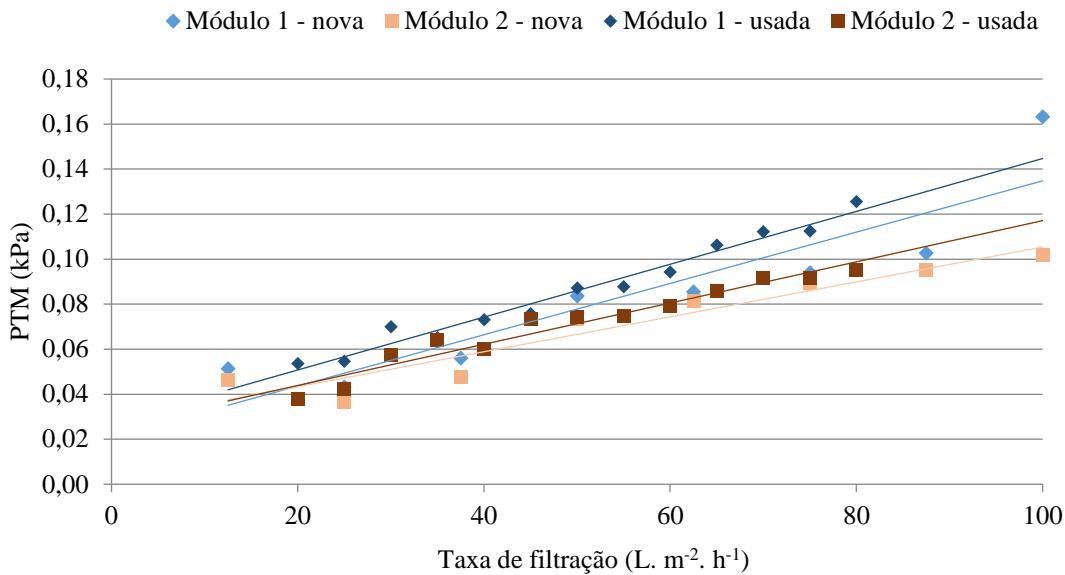


Figura 21 - Resultados do teste com água potável das membranas de ultrafiltração.

As etapas de pré-tratamento (filtro de areia e tela) não se mostraram adequadas para o efluente da pesquisa. Os parâmetros de DBO_5 , DQO e sólidos totais das amostras do efluente da lagoa facultativa antes e após as pré-filtrações não apresentaram diferença significativa (Apêndice C). Estas unidades só foram capazes de remover insetos que se acumulavam no tanque de equalização, requerendo-se apenas uma destas unidades.

Alguns autores constaram a possibilidade de realizar a coagulação em linha (DECAROLIS et al., 2001; FAN et al., 2008; ZHENG et al., 2012; LEE et al., 2017), não necessitando de uma unidade para a remoção dos flocos antes da membrana de ultrafiltração. No sistema desta pesquisa, a adição de coagulante foi extremamente importante para a manutenção da pressão transmembrana. Entretanto, devido à elevada concentração de sólidos, a coagulação seguida pela decantação ou filtração seria mais adequada. A remoção dos flocos possibilitaria o aumento da taxa de filtração e, consequentemente, da eficiência.

Tais fatos limitam as condições operacionais, impossibilitando o alcance das faixas de filtração recomendadas pelo fabricante (Tabela 10). Desta forma, o incremento na taxa e na duração de filtração só pode realizado por meio da adequação do efluente de alimentação, ou seja, pela alteração das etapas de pré-tratamento do esgoto da lagoa facultativa da ETE Mangabeira – PB.

Considerando o funcionamento durante o período estudado, as condições de operação recomendadas estão apresentadas na Tabela 18. O sistema é capaz de operar com uma taxa de filtração de $32,5 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ com ciclos de 900 s, variando-se entre 25 e $37,5 \text{ L}$.

$\text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ em função da PTM registrada. A limpeza física apenas com a retrolavagem mostrou-se suficiente para a remoção da incrustação. A frequência da limpeza química ácida pode ser mantida a cada 240h e a frequência da limpeza química automática alcalina pode ser aumentada para 20h. Uma limpeza química intensa pode ser necessária a cada 20 dias ou quando a PTM alcançar valores acima de 100 kPa mesmo após a redução da taxa de filtração.

Tabela 18 - Condições operacionais recomendadas para o sistema piloto de ultrafiltração de pós-tratamento para efluente de lagoa facultativa da ETE Mangabeira, João Pessoa/PB.

Variáveis	Valor
Filtração	
Duração da filtração (s)	900
Taxa de filtração ($\text{L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	32,5 (37,5 – 25,0)
Duração da retrolavagem (s)	45
Taxa da retrolavagem ($\text{L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	260
Coagulante ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	3
Limpeza química	
Frequência da LQA alcalina (h)	20
Frequência da LQA ácida (h)	240
Frequência da LQI (d)	30 ($\text{PTM} \geq 100 \text{ kPa}$)

LQA: Limpeza química automática; LQI: Limpeza química intensa.

4.2 Avaliação do permeado do sistema de pós-tratamento

4.2.1 Qualidade do permeado

Os resultados dos parâmetros físicos, químicos e microbiológico analisados, bem como a eficiência de remoção de cada um em relação ao efluente secundário, estão apresentados na Tabela 19. Observou-se elevada remoção de matéria orgânica em termos de DBO₅, DQO e sólidos totais voláteis. O pH, a condutividade e o nitrogênio amoniacal não apresentaram remoções significativas, fato que já era esperado uma vez que os íons são permeáveis pela membrana. A ausência de coliformes termotolerantes também foi constatada.

A elevada eficiência de remoção de matéria orgânica relaciona-se com a elevada carga orgânica do efluente da lagoa facultativa, em comparação a eficiência de outros sistemas de pós-tratamento de efluente sanitário com ultrafiltração da literatura (Tabela 9).

Tabela 19 - Caracterização do permeado e da eficiência média do sistema piloto de pós-tratamento por ultrafiltração.

Parâmetros	n	Média	C.V.	Eficiência média (%)
Amônia (mg. L ⁻¹)	40	36,18	16,71	7,79
Coliformes termotolerantes (UFC. 100 mL ⁻¹)	22	Ausente	-	100,00
Conduтивidade ($\mu\text{s. cm}^{-1}$)	40	778,05	15,75	-
DBO ₅ (mg. L ⁻¹)	26	5,19	37,75	86,75
DQO (mg. L ⁻¹)	36	25,53	18,10	85,94
Sólidos totais (mg. L ⁻¹)	33	303,03	13,87	30,19
Sólidos totais fixos (mg. L ⁻¹)	33	251,61	15,15	10,07
Sólidos totais voláteis (mg. L ⁻¹)	33	51,42	68,98	66,67
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	22	0,20	13,75	57,99
Temperatura (°C)	40	25,16	4,36	-
pH	40	7,34	1,79	-
Turbidez (NTU)	16	0,67	75,57	-

n: Número de amostras; C.V.: Coeficiente de variação.

O permeado apresenta elevada qualidade: baixa carga orgânica, ausência de bactérias termotolerantes e transparência, possibilitando sua reutilização em diversas atividades. Comparando-se os limites estabelecidos com os padrões nacionais e as diretrizes internacionais, e, ainda, considerando apenas os parâmetros caracterizados, o permeado enquadra-se em diversas modalidades de reúso. Na Tabela 20, uma comparação entre a qualidade do permeado e a qualidade exigida em nível nacional e internacional é apresentada.

O permeado pode ser utilizado para lavagem de pisos e calçadas, descargas sanitárias e irrigação de pomares, cereais e forragem, correspondendo às classes 2, 3 e 4, respectivamente, segundo a NBR 13.696/97. O não enquadramento na classe 1 (lavagem de carros, uso com contato direto, chafarizes) refere-se ao parâmetro sólidos dissolvidos totais, limitado em 200 mg. L⁻¹. O permeado apresenta uma concentração de 300 mg. L⁻¹ de sólidos totais. Contudo, há a possibilidade de extração deste valor uma vez que está mais restritivo do que o padrão de potabilidade.

Segundo as normas estaduais de São Paulo, do Ceará e as diretrizes do Prosab, o permeado poderá ser usado como irrigação paisagística, lavagem de espaços públicos e privados, construção civil, desobstrução de galerias de águas pluviais e redes de esgoto,

lavagem de veículos; usos agrícolas na irrigação de qualquer cultura; usos ambientais em projetos de recuperação ambiental; e usos na aquicultura.

Já em relação ao padrão de qualidade da Empresa Aquapolo Ambiental, como exemplo de reúso industrial, o permeado precisaria receber um tratamento adicional para a redução da amônia, DQO e condutividade.

No nível internacional, o permeado se enquadra em todas as classes (Urbana, agrícola, ambiental, industrial, recreativo) das normas dos Estados Unidos e da Espanha, exceto na classe de reúso potável indireto, na qual estabelece os padrões de potabilidade. No Brasil, a concentração máxima de amônia permitida é de 1,5 mg. L⁻¹ (BRASIL, 2017).

Tabela 20 - Comparação entre qualidade do permeado e padrões mais restritivos de reúso consultados.

Parâmetros	Permeado*	Padrões de qualidade da água de reúso					
		Brasil	São Paulo	Ceará	Aquapolo ambiental	Prosab	Estados Unidos
Amônia (mg. L ⁻¹)	36,2	-	-	-	1	-	-
Coliformes termotolerantes (UFC. 100 mL ⁻¹)	Ausente	<200	N.D.	≤ 1000	-	< 200	Ausente
Condutividade (μs. cm ⁻¹)	778,1	-	< 700	≤ 3000	500	-	-
DBO ₅ (mg. L ⁻¹)	5,2	-	≤ 10	-	10	-	≤ 10
DQO (mg. L ⁻¹)	25,5	-	-	-	20	-	-
pH	7,3	6 a 8	6 a 9	6 a 8,5	-	-	6 a 9
Turbidez (NTU)	0,7	<5	≤ 2	-	1	-	≤ 2
		* Valor médio.					

Embora a remoção da amônia não seja exigida para lançamento de efluentes sanitários (BRASIL, 2005) ou ainda não esteja estabelecida na maioria dos padrões de reúso consultados, sua remoção poderá ser necessária após o reúso e também por se relacionar com o processo de eutrofização das águas e apresentar potencial tóxico.

O aspecto visual das amostras coletadas pode ser visualizado na Figura 22. O permeado apresenta apenas uma tonalidade leve de amarelo, uma coloração esverdeada clara é observada nos efluente da facultativa e uma coloração esverdeada escura no concentrado em virtude da maior concentração de algas. E o esgoto bruto possui uma coloração marrom.



Figura 22 - Aspecto visual das amostras coletadas.
Da esquerda para a direita: permeado; concentrado; efluente secundário e esgoto bruto.

4.2.2 Potencialidades de reúso local do permeado

Os sistemas de abastecimento de água potável e de esgotamento sanitário atendem cerca de 98% e 75% da população pessoense, respectivamente (BRASIL, 2016). As águas que abastecem o município são encaminhadas para as Estações de Tratamento de Água (ETA) Marés e Gramame. Depois do uso, os esgotos gerados são encaminhados para as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) Roger e Mangabeira, cujos efluentes finais são lançados nos rios Paraíba e Cuia, respectivamente (Figura 23) (JOÃO PESSOA, 2015).

Segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico do município, o sistema de abastecimento de água é abastecido por seis mananciais e 43 poços profundos no aquífero Beberibe para atender uma vazão de aproximadamente 4.000 L.s^{-1} com um índice de perdas de quase 50%. O sistema está em processo de expansão para aumentar a vazão, uma vez que ficaria deficitário a partir do ano de 2022. Ressalta-se ainda que alguns dos mananciais do sistema de abastecimento de água sofrem com a pressão imobiliária e contaminação (JOÃO PESSOA, 2015).

O sistema de esgotamento sanitário não trata todo o esgoto coletado devido ao mau funcionamento das estações elevatórias e a precariedade da ETE Roger. A ETE Mangabeira atende parcialmente a legislação ambiental para lançamento (BRASIL, 2011; PARAÍBA, 1988), e o efluente final não é passível de reúso. A expansão das unidades de tratamento é necessária para a universalização do serviço. Um dos objetivos do plano é a viabilização do reúso não potável (JOÃO PESSOA, 2015).

Neste contexto, avalia-se as potencialidades de reúso no município, considerando os sistemas de tratamento de esgoto doméstico instalados, os objetivos estabelecidos no Plano Municipal de Saneamento Básico (2015) e as técnicas de tratamento disponíveis. Na

Figura 24, é possível visualizar as alternativas para viabilizar a prática de reúso não potável no município de João Pessoa.

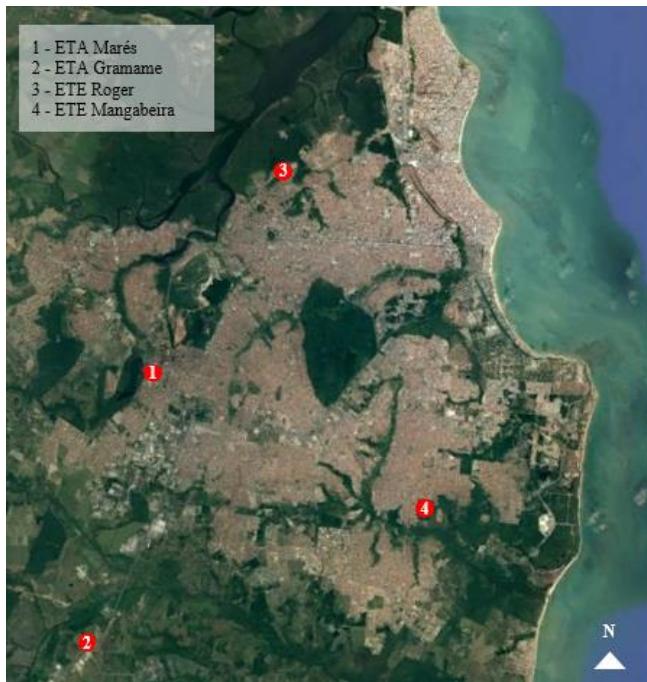


Figura 23 - Localização das estações de tratamento de água e esgoto do município de João Pessoa.

Fonte: Google Earth.

Como citado anteriormente, a ETE Roger opera em condições precárias, requerendo-se uma alteração no sistema de tratamento. Já o efluente final da ETE Mangabeira atende parcialmente a legislação e, portanto, tem maior potencial de reúso.

A distância das áreas cultivadas e a baixa demanda hídrica do setor agrícola local limitam o reúso para fins agrícolas, assim como o reúso para a aquicultura. Por outro lado, a ETE Mangabeira está inserida na área urbana e está próxima ao distrito industrial, reduzindo os custos relacionados a distribuição da água de reúso produzida. O reúso ambiental também tem elevado potencial, uma vez que parte da água de abastecimento é proveniente do aquífero Beberibe.

A adequação do efluente final da ETE Mangabeira para reúso deverá incluir etapas para a remoção de matéria orgânica (em termos de DQO, SST e turbidez), patógenos (em termos de coliformes termotolerantes) e nutrientes (em termos de nitrogênio e fósforo). Existem diversas técnicas para o tratamento terciário deste efluente. As tecnologias de baixo custo operacional incluem lagoas de maturação, filtro de pedras (SANTOS, 2014), reservatórios de estabilização e biofilmes (PÉREZ, 2015). Normalmente, estas tecnologias necessitam de grandes áreas para sua implantação, limitando sua aplicação. As tecnologias

convencionais incluem coagulação/flocação/decantação, filtração e desinfecção (FERRER-POLONIO, 2015). As tecnologias avançadas, como as membranas filtrantes, biorreatores de membrana, processos de oxidação avançada, são limitadas pelo elevado custo de operação.

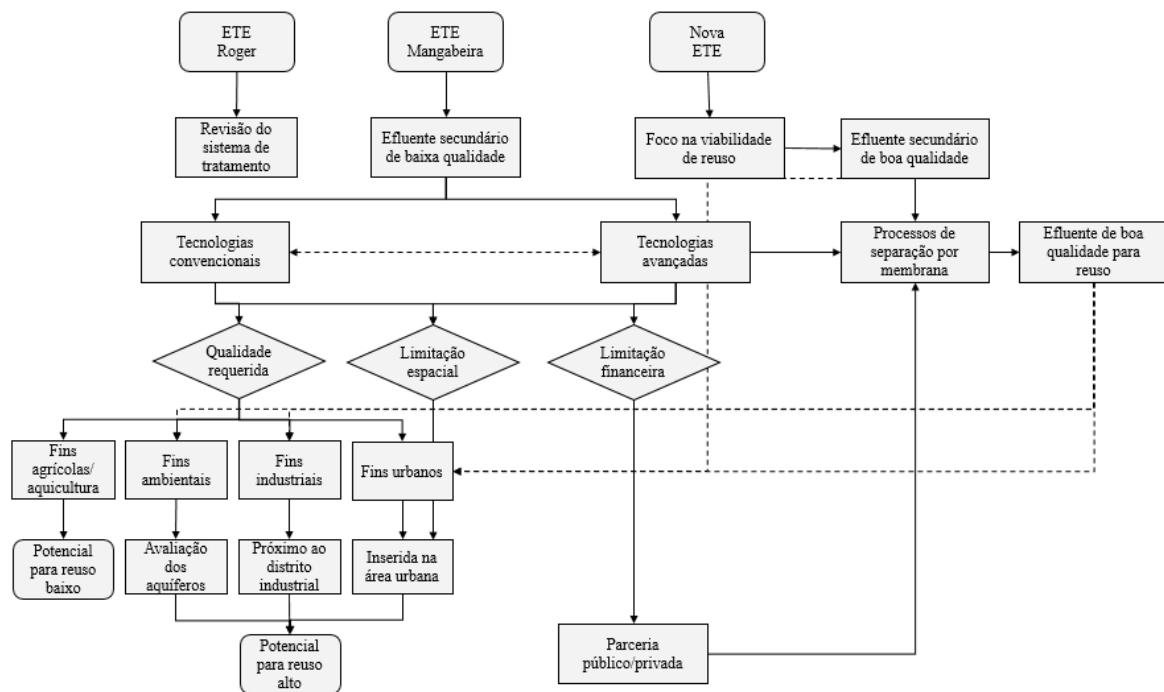


Figura 24 - Alternativas para reúso direto não potável no município de João Pessoa (PB) a partir do efluente pós-tratado por ultrafiltração na ETE mangabeira.

Um sistema de pós-tratamento com membranas filtrantes deve ser precedido por unidades de tratamento com o objetivo de remover nitrogênio e algas, como discutido nas seções 4.1.3 e 4.2.1. Para a remoção do nitrogênio, uma alternativa seria a instalação de biofilmes nas lagoas facultativas, aumentando o aporte de oxigênio para as bactérias. Filtro de pedra ou filtros de areia lento (ZHENG et al., 2009) podem ser utilizados para a remoção das algas. Ou ainda a adição de uma etapa para a remoção dos flocos coagulados.

A partir de uma parceria público-privada, como realizado entre a SABESP e a Aquapolo Ambiental e a possível parceria entre a CAGEPA e a Coteminas, o sistema poderá ser viabilizado financeiramente.

Considerando ainda a construção de uma nova estação de tratamento em um futuro próximo, recomenda-se ter como objetivo o reúso de água desde a sua concepção, obtendo um efluente secundário de melhor qualidade. A parceria público-privada para o pós-tratamento também se apresenta como alternativa de apoio financeiro.

5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados deste trabalho, pode-se concluir que:

- A estabilidade do sistema foi alcançada por 18 dias, variando-se a taxa de filtração entre 25 e 37,5 L. m⁻². h⁻¹. Não foi observada influência nas condições de limpeza física, podendo-se reduzir a duração e a taxa da retrolavagem. O intervalo da limpeza química automática pode ser aumentado para 20h e a adição de coagulante se mostrou imprescindível para a manutenção da PTM;
- O efluente de alimentação apresenta uma carga orgânica elevada, o que limita as condições de filtração do sistema. Ainda, as algas são responsáveis pela excreção de compostos causadores da incrustação irreversível em membranas de ultrafiltração. O incremento na produção de permeado depende de alterações nos pré-tratamentos aplicados;
- O permeado apresenta baixa carga orgânica, ausência de bactérias termotolerantes e transparência, possibilitando sua reutilização para diversas modalidades, incluindo fins urbanos e industriais. Contudo, a elevada concentração de amônia pode dificultar o reúso devido ao seu potencial poluidor, requerendo-se tratamento complementar;

Algumas recomendações para trabalhos futuros:

- Avaliar técnicas de pré-tratamento para a adequação do efluente de lagoa de estabilização aos processos de separação por membranas;
- Avaliar a influência da taxa e da duração da retrolavagem e a presença de *forward flush* com testes de longa duração;
- Investigar as potencialidades de reúso nas indústrias instaladas no município de João Pessoa;

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACERO, J. L.; BENITEZ, J.; REAL, F. J.; TEVA, F. Coupling of adsorption, coagulation, and ultrafiltration processes for the removal of emerging contaminants in a secondary effluent. **Chemical Engineering Journal**, n° 210, p. 1-8, 2012.
- ACERO, J. L.; BENITEZ, J.; REAL, F. J.; TEVA, F. Removal of emerging contaminants from secondary effluents by micellar-enhanced ultrafiltration. **Separation and Purification Technology**, v. 181, p. 123-131, 2017.
- ALMEIDA, R. G. Aspectos legais para a água de reúso. **Vértices**, v. 13, n. 2, p. 31-43, 2011.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19^a Ed. American Public Health Association, Washington, DC, 2012.
- Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). **Reúso de água nas crises hídricas e oportunidades no Brasil**. 2015.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação**: NBR 13.969. Rio de Janeiro, 1997.
- AQUAPOLO. **Empreendimento de produção de água de reúso**. Disponível em: <<http://www.aquapolo.com.br/>>. Acessado em 03 de dezembro de 2018.
- BACKER, R. W. **Membrane technology and applications**. 2^a Ed. England: John Wiley & Sons Ltd, 2004.
- BENITO, A.; GARCIA, G.; GONZALES-OLMOS. Fouling reduction by UV-based pretreatment in hollow fiber ultrafiltration membranes for urban wastewater reuse. **Journal of Membrane Science**, v. 536, p. 141-147, 2017.
- BOURGEOUS, K. N.; DARBY, L.; TCHOBANOGLOUS, G. ULTRAFILTRATION OF WASTEWATER: effects of Particles, mode of operation, and backwash effectiveness. **Water Resources**, n° 35, 77-90, 2001.
- BRAGA, M. B.; LIMA, C. E. P. (ed. técnicos). **Reúso de água na agricultura**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). Brasília, Distrito Federal. 200 p. 2014.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n° 430 de 13 de maio de 2011. 2011.
- BRASIL. Conselho Nacional do Recursos Hídricos. **Resolução n° 54**, de 28 de novembro de 2005. 2005.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>. Acessado em 03 de fevereiro de 2019.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Série Histórica**. 2016. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>. Acessado em 03 de fevereiro de 2018.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação n° 05**, de 28 de setembro de 2017. 2017.

CEARÁ. Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) do Ceará. **Resolução n° 02**, de 02 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. 2017.

CHEN, J. P.; KIM, S. L.; TING, Y. P. Optimization of membrane physical and chemical cleaning by a statistically designed approach. **Journal of Membrane Science**, v. 219, p. 27-45, 2003.

CHISTI, Y. **Principles of membrane separation processes**. In: Bioseparation and bioprocessing: A handbook, 2^a ed., v. 1, 2007.

CHON, K.; CHO, J.; SHON, H. K. A pilot-scale hybrid municipal wastewater reclamation system using combined coagulation and disk filtration, ultrafiltration, and reverse osmosis: Removal of nutrients and micropollutants, and characterization of membrane foulants. **Bioresource Tecnology**, n° 141, 109-116, 2013.

CIRILO, J. A. Crise hídrica: desafios e superação. **Revista USP**, n. 106, p. 45-58, 2015.

CROOK, J. **Regulatory Aspects of Direct Potable Reuse in California**. National Water Research Institute. Boston, Massachusetts. 2010.

DECAROLIS, J.; HONG, S.; TAYLOR, J. Fouling behavior of a pilot scale inside-out hollow fiber UF membrane during dead-end filtration of tertiary wastewater. **Journal of Membrane Science**, v. 191, 165-178, 2001.

DIAS, N. **O sistema Cantareira e a crise da água em São Paulo: falta de transparência, um problema que persiste**. Artigo 19, São Paulo, 40p. 2016.

ESPAÑHA. **Real Decreto n° 1620**, 07 de dezembro de 2007. 2007.

FALSANISI, D.; LIBERTI, L.; NOTARNICOLA, M. Ultrafiltration (UF) Pilot Plant for Municipal Wastewater Reuse in Agriculture: Impact of the Operation Mode on Process Performance. **Water**, v. 1, 872-885, 2009.

FANE, A.; CHONG, T. H.; LE-CLECH, P. Fouling in Membrane Processes. In: DRIOLI, E.; GIORNO (Editor). **Membrane Operations – Innovative Separations and Transformations**. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co.

FAN, L.; RODDICK, F. A.; NGURYEN, T. Low-pressure membrane filtration of secondary effluent in water reuse: Pretreatment for fouling reduction. **Journal of Membrane Science**, n° 320, 135-142, 2008.

FANE, A. G.; YEO, A.; LAW, A.; PARAMESHWARAN, K.; WICAKSANA, F.; CHEN, V. Low pressure membrane processes ~ doing more with less energy. **Desalination**, n° 185, 159-165, 2005.

FERRER, O.; LEFÈVRE, B.; PRATS, G.; BERNAT, X.; GIBERT, O.; PARAIRA, M. Reversibility of fouling on ultrafiltration membrane by backwashing and chemical cleaning: differences in organic fractions behaviour. **Desalination and Water Treatment**, p. 15, 2015.

FERRER-POLONIO, E.; MCCABE, M.; MENDOZA-ROCA, J. A.; VINCENT-VELA, M-C. Fractionation of secondary effluents of wastewater treatment plants in view of the evaluation of membrane fouling in a further ultrafiltration step. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 93, p. 1495-1501, 2018.

FILLOUX, E.; TEYCHENE, B.; TAZI-PAIN, A. CROUE, J. P. Ultrafiltration of biologically treated domestic wastewater: How membrane properties influence performance. **Separation and Purification Technology**, v. 134, 178-186, 2014.

- FLORENCIO, L; BASTOS, R. K. X; AISSE, M. M. (coord.). **Tratamento e utilização de esgotos Sanitários.** PROSAB - Edital IV. Rio de Janeiro: ABES, 427p, 2006.
- HABERT, A. C.; BORGES, C. P.; NÓBREGA, R. **Processos de separação com membranas.** 3^a ed. Rio de Janeiro: Escola piloto em engenharia química, COPPE, UFRJ, p. 180, 2006.
- HESPAÑHOL, I. A Inexorabilidade do reúso potável direto. *Revista DAE*, n.1, p. 63-82, 2014.
- HESPAÑHOL, I. Potencial de Reúso de Água no Brasil Agricultura, Industria, Municípios, Recarga de Aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 4, p. 75-95, 2002.
- HESPAÑHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Estudos avançados**, v. 22, n 63, p. 131-158, 2008.
- HESPAÑHOL, I. (Coord.); MIERZWA, J. C.; RODRIGUES, L. D. B.; SILVA, M. C. C. Manual de Conservação e Reúso de Água na Indústria. 1^a ed. Rio de Janeiro: DIM, p. 29, 2006.
- JIN, P.; JIN, X.; WANG, X.; SONG, J. Pilot Study of Ultrafiltration for Tertiary Wastewater Treatment. **Applied Mechanics and Materials**, v. 253-255, p. 875-878, 2013.
- JOÃO PESSOA. **Plano Municipal de Saneamento Básico de João Pessoa.** João Pessoa, Paraíba. 2015.
- LEE, C. W.; BAE, S. D., HAN, S. W., KANG, L. S. Aplication of ultrafiltration hybrid membrane processes for reuse of secondary effluent. *Desalination*, v. 2002, 239-246, 2007.
- LEE, S.; IHARA, M. YAMASHITA, N.; TANAKA, H. Improvement of virus removal by pilot-scale coagulation ultrafiltration process for wastewater reclamation: effect of optimization of pH in secondary effluent. **Water Research**, 2017.
- LEVERENZ, H. L.; TCHOBANOGLOUS, G.; ASANO, T. Direct potable reuse: a future imperative. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 1, n.1, p. 2-10, 2011.
- MARA, D. **Design Manual for Waste Stabilization Ponds in India.** Lagoon Technology International Ltd., Leeds, England. 1997.
- MARA, D. **Waste stabilization ponds: past, present and future.** Desalination and Water Treatment, v. 4, p. 85-88, 2009.
- MELO-GUIMARÃES, A.; TORNER-MORALES, F. J.; DURÁN-ÁLVAREZ, J. C.; JIMÉNEZ-CISNEROS, B. E. Removal and fate of emerging contaminants combining biological, flocculation and membrane treatments. **Water Science & Technology**, n° 67.4, p. 9, 2013.
- MEDONÇA, S. R. **Avaliação de desempenho e diagnóstico operacional da ETE Mangabeira.** Ideia: João Pessoa, 62 p., 2017.
- METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.** 5^o ed. (traduzida). Porto Alegre: AMGH. p. 1980, 2016.
- MIRANDA, L. I. B. **A Crise hídrica e a gestão das águas urbanas na bacia hidrográfica do rio Paraíba.** In Anais Meio Ambiente e Políticas Públicas – Recursos hídricos e gestão da água do XVII Encontro Nacional da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Planejamento Urbano e Regional, São Paulo (SP), 17 p., 2017.

MUTHUKUMARAN, S.; JEGATHEESAN, J. V.; BASKARAN, K. Comparison of fouling mechanisms in low-pressure membrane (MF/UF) filtration of secondary effluent. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, p. 650-662, 2014.

ORIOL, G. G. **Optimization of ultrafiltration membrane cleaning processes. Pretreatment for reverse osmosis in seawater desalination plants.** Tese. Universitat Rovira i Virgili, p. 139, 2013.

PARAÍBA. Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA). **Norma Técnica nº 301**, de 24 de fevereiro de 1988. 1988.

PEREIRA, G. R.; CUELLAR, M. D. Z. Conflitos pela água em tempos de seca no Baixo Jaguaribe, Estado do Ceará. **Estudos Avançados**, v. 29, p, 115-137, 2015.

PEREZ, J. M. **Biofilme e macrófitas como ferramenta de biorremediação em ecossistemas aquáticos e tratamento de esgotos.** Dissertação em Meio Ambiente e Desenvolvimento. Universidade Federal da Paraíba, p. 169, 2015.

RESENDE, A. **Primeira adutora de água de reúso do Nordeste vai ser construída na PB, diz Fiep.** G1, Paraíba, 30 de julho de 2017. Disponível em: <<https://g1.globo.com/pb/paraiba/noticia/primeira-adutora-de-agua-de-reuso-do-nordeste-vai-ser-construida-na-pb-diz-fiep.ghtml>>. Acesso em 06 de novembro de 2018.

RIO DE JANEIRO. Governo do estado do Rio de Janeiro. **Nova CEDAE investe em projeto de reúso de água.** 2015. Disponível em: <<http://www.rj.gov.br>>. Acessado em 24 janeiro de 2019.

SANTOS, M. V. A. Filtros de pedra de fluxo horizontal como pós-tratamento de lagoa de estabilização: remoção de sólidos suspensos e cianobactérias. Dissertação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, p. 130, 2014.

SANTOS, E. S.; MOTA, S.; SANTOS, A. B.; MONTEIRO, C. A. B.; FONTENELE, R. M. M. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 45-54, 2011.

SÃO PAULO. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). **Água de reúso.** 2018. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=569>>. Acessado em 03 de dezembro de 2018.

SÃO PAULO. **Resolução conjunta SES/SMA/SSRH nº 01**, de 28 de junho de 2017. 2017.

SINDUSCON-SP. **Manual de Conservação e reúso de água em edificações,** FIESP/CIESP/SINDUSCON. São Paulo, SP, p. 152, 2005.

SILVA, L. P. A. **Utilização de membranas no pós-tratamento de esgoto para reúso do permeado e aproveitamento do concentrado.** Dissertação em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, p. 128, 2014.

SOUZA, M. **Prefeito de Afogados da Ingazeira (PE) apresenta projeto de reúso de água finalista do Prêmio A3P.** Confederação Nacional de Municípios, 23 de agosto de 2018. Disponível em <<https://www.cnm.org.br/comunicacao/noticias/prefeito-de-afogados-da-ingazeira-pe-apresenta-projeto-de-reuso-de-agua-finalista-do-premio-a3p>>, acessado em 10 de janeiro de 2019.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). **Guidelines for water reuse.** Cincinnati, Ohio. 2012

United States Environmental Protection Agency (USEPA). **Principles of design and operations of wastewater treatment pond systems for plant operators, engineers and managers.** Cincinnati, Ohio. 2011.

VENDRAMELLI, R. A.; VIJAY, S.; YUAN, Q. Phosphorus removal mechanisms in a facultative wastewater stabilization pond. **Water Air Soil Pollut.**, v. 227, 10 p., 2016.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização.** 3^a edição, Editora UFMG, Belo Horizonte (MG), 196 p., 2017.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgoto.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), 211 p., 1996.

WATER REUSE EUROPE (WRE). **Water Reuse Europe Review 2018.** Cranfield University, Cranfield – Reino Unido. 2018.

ZHANG, Y.; FU, Q. Algal fouling of microfiltration and ultrafiltration membranes and control strategies: a review. **Separation and Purification Technology**, v. 203, p. 193-208, 2018.

ZHENG, X. MEHREZ, R.; JEKEL, M.; ERNST, M. Effect of slow sand filtration of treated wastewater as pre-treatment to UF. **Desalination**, v. 249, p. 591-595, 2009.

ZHENG, X.; PLUME, S.; ERNST, M.; CROUÉ, J-P.; JEKEL, M. In-line coagulation prior to UF of treated domestic wastewater – foulants removal, fouling control and phosphorus removal. **Journal of Membrane Science**, v. 403-404, p. 129-139, 2012.

ZHENG, X.; ZIETZSCHMANN, F.; PLUME, S.; PAAR, H.; ERNST, M.; WANG, Z.; JEKEL, M. Understanding and control of biopolymer fouling in ultrafiltration of different water types. **Water**, v. 9, 17 p., 2017.

APÊNDICE A

Sistema de pós-tratamento instalado na ETE Mangabeira



Figura A1 - Principais elementos do sistema de pós-tratamento



Figura A2 - Dentro da PPU



Figura A3 - Membrana de ultrafiltração

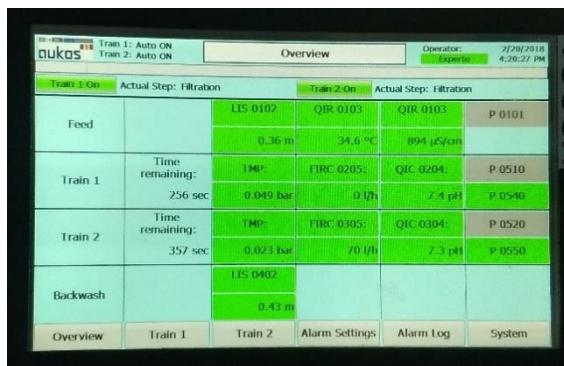


Figura A4 - Painel de controle da PPU

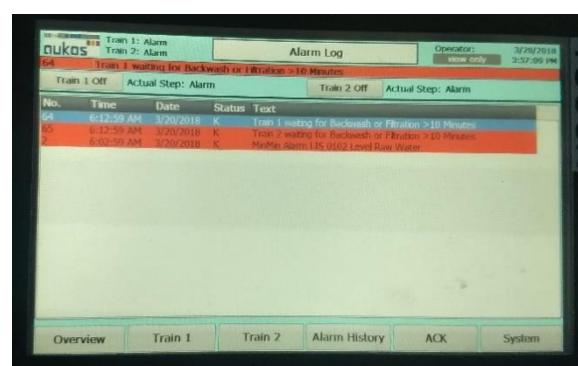


Figura A5 - Alarmes do painel da PPU

APÊNDICE B

Caracterização das amostras coletadas do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira

Permeado (1/2)

Amostras	Parâmetros											
	pH	Condutividade (µs/cm)	Temperatura (°C)	ST (mg. L ⁻¹)	STF (mg. L ⁻¹)	STV (mg. L ⁻¹)	DBO ₅ (mg. L ⁻¹)	DQO (mg. L ⁻¹)	Amônia (mg. L ⁻¹)	Coliformes termotolerantes (UFC.100 mL. ⁻¹)	UV ₂₅₄	Turbidez (UNT)
1	7,56	552	25,2	320	206	114	-	22	32,3	0	-	-
2	7,37	561	25,4	372	206	166	-	-	32,5	0	-	-
3	7,15	638	24,8	-	-	-	-	-	27,5	-	-	-
4	7,50	1111	25,0	-	-	-	-	-	27,5	-	-	-
5	7,36	632	24,3	271	210	61	-	31	29,8	-	-	-
6	7,41	635	24,4	312	241	71	-	26	29,0	-	-	-
7	7,43	584	23,4	316	231	85	-	28	26,8	0	-	-
8	7,49	585	23,3	221	177	44	2	31	27,0	0	-	-
9	7,15	588	24,6	240	220	20	10	34	23,8	0	-	-
10	6,94	514	24,7	223	179	44	9	29	19,0	0	-	-
11	7,30	743	23,9	314	256	58	5	28	36,8	0	-	-
12	7,49	740	23,6	296	239	57	3	24	36,3	0	-	-
13	7,36	746	23,7	309	266	43	5	24	32,3	0	-	-
14	7,26	751	23,6	289	261	28	5	25	35,8	0	-	-
15	7,53	752	24,9	301	243	58	-	22	40,0	-	-	-
16	7,11	790	24,6	290	253	37	-	26	37,0	0	-	-
17	7,24	811	24,9	316	283	33	5	24	41,0	-	-	-
18	7,17	820	24,7	369	223	146	6	24	40,8	-	-	-
19	7,22	790	24,1	305	259	46	5	23	34,5	0	0,186	-
20	7,19	795	24,0	315	277	38	5	22	38,3	0	0,191	-
21	7,27	794	25,5	301	247	54	8	18	37,3	0	0,196	0,472
22	7,40	808	25,1	302	258	44	-	26	37,3	0	0,207	0,603

APÊNDICE B

Caracterização das amostras coletadas do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira

Permeado (2/2)

Amostras	Parâmetros											
	pH	Condutividade ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Temperatura (°C)	ST (mg. L $^{-1}$)	STF (mg. L $^{-1}$)	STV (mg. L $^{-1}$)	DBO ₅ (mg. L $^{-1}$)	DQO (mg. L $^{-1}$)	Amônia (mg. L $^{-1}$)	Coliformes termotolerantes (UFC. 100 mL $^{-1}$)	UV ₂₅₄	Turbidez (UNT)
23	7,24	811	26,4	-	-	-	-	19	39,5	0	0,191	0,739
24	7,27	811	25,9	304	280	24	3	22	39,8	0	0,189	0,563
25	7,33	823	25,8	311	260	51	5	29	39,5	0	0,205	0,383
26	7,33	826	25,7	-	-	-	4	27	34,8	0	0,200	0,370
27	7,37	853	24,7	333	279	54	4	25	40,0	-	0,194	0,394
28	7,33	852	24,5	165	153	12	-	23	35,8	-	0,193	0,339
29	7,48	846	25,9	309	269	40	6	19	39,8	-	0,172	0,592
30	7,49	843	25,9	307	281	26	5	19	39,3	-	0,191	0,354
31	7,26	842	25,7	-	-	-	4	26	40,5	-	0,163	0,365
32	7,29	903	25,8	378	279	99	-	-	43,8	-	0,231	0,447
33	7,46	828	26,9	299	281	18	6	22	39,8	-	0,168	0,497
34	7,41	833	26,5	308	280	28	4	24	36,5	0	0,179	0,719
35	7,40	846	27,3	328	310	18	7	19	40,3	0	0,159	1,997
36	7,37	851	27,4	330	305	25	5	26	40,3	0	0,169	1,830
37	7,25	894	25,3	-	-	-	4	28	43,8	-	0,252	-
38	7,40	909	25,0	-	-	-	2	33	44,3	-	0,270	-
39	7,41	914	27,1	325	302	23	8	35	45,5	0	0,198	-
40	7,47	897	26,9	321	289	32	-	36	42,5	0	0,206	-
Média	7,34	778,05	25,16	303,03	251,61	51,42	5,19	25,53	36,18	0,00	0,20	0,67
Desvio-padrão	0,13	122,55	1,10	42,04	38,13	35,47	1,96	4,62	6,04	0,00	0,03	0,50
Coeficiente de variação	1,79	15,75	4,36	13,87	15,15	68,98	37,75	18,10	16,71	-	13,75	75,57

APÊNDICE B

Caracterização das amostras coletadas do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira

Efluente da lagoa facultativa

Amostras	Parâmetros												
	pH	Conduvidade ($\mu\text{s. cm}^{-1}$)	Temperatura (°C)	ST (mg. L ⁻¹)	STF (mg. L ⁻¹)	STV (mg. L ⁻¹)	SST (mg. L ⁻¹)	DBO ₅ (mg. L ⁻¹)	DQO (mg. L ⁻¹)	Amônia (mg. L ⁻¹)	Coliformes termotolerantes (UFC. 100 mL ⁻¹)	UV ₂₅₄	Turbidez (UNT)
1	7,59	559	25,2	592	215	377	-	16	167	34,5	-	-	-
2	7,45	609	24,6	-	-	-	-	48	140	28,5	-	-	-
3	7,51	653	23,8	383	229	154	-	68	132	31,5	2,70E+04	-	-
4	7,36	589	22,9	338	224	114	-	41	157	29,3	1,47E+05	-	-
5	7,34	701	24,1	345	283	62	-	28	147	32,0	4,35E+04	-	-
6	7,49	744	23,7	451	258	193	-	68	208	38,5	1,52E+05	-	-
7	7,7	752	24,5	439	303	136	-	15	197	38,0	-	-	-
8	7,68	767	24,3	392	256	136	20	19	50	37,0	2,85E+04	-	-
9	7,38	810	24,5	394	271	123	20	41	147	41,0	-	-	-
10	7,70	781	23,8	398	275	123	30	37	145	39,3	5,10E+04	0,452	-
11	7,92	772	25,3	398	276	122	20	46	168	37,8	5,60E+04	0,501	45,6
12	8,03	790	26,3	447	271	176	40	44	233	37,8	9,50E+04	0,495	45,4
13	7,97	801	25,2	478	283	195	-	39	263	39,0	5,25E+04	0,452	48,2
14	7,69	834	24,4	467	301	166	70	34	243	41,8	-	0,443	51,7
15	7,82	832	25,9	458	350	108	30	34	197	41,5	-	0,482	52,2
16	7,29	826	25,6	454	327	127	10	32	175	39,0	-	0,448	54,5
17	7,97	811	26,6	448	270	178	30	31	237	41,0	1,30E+05	0,44	58,5
18	7,85	833	27,6	470	333	137	20	39	216	43,5	4,55E+04	0,437	55,43
19	7,58	1007	24,6	-	-	-	-	53	205	57,5	-	0,506	-
20	7,63	967	26,6	461	311	150	15	51	203	56,5	2,70E+04	0,474	-
Média	7,65	771,90	24,98	434,06	279,78	154,28	27,73	39,20	181,50	39,2	7,12E+04	0,47	51,44
Desvio	0,23	111,78	1,18	58,09	36,93	64,60	16,33	14,47	49,07	7,4	4,70E+04	46990, 49	0,03
CV	2,96	14,48	4,72	13,38	13,20	41,87	58,91	36,91	27,04	18,8	66,03	66,03	5,57

APÊNDICE B

Caracterização das amostras coletadas do sistema piloto de pós-tratamento da ETE Mangabeira

Esgoto Bruto

Amostras	Parâmetros										
	pH	Condutividade (µs/cm)	Temperatura (°C)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	Amônia (mg/L)	Coliformes termotolerantes (UFC/100 mL)	UV ₂₅₄
1	7,55	856	25,7	566	267	299	219	428	60	-	-
2	7,45	726	25,5	544	222	322	314	336	58,5	6,25E+06	-
3	7,43	623	23,6	415	306	109	316	378	41,5	7,55E+06	-
4	7,39	946	25,1	682	430	252	343	656	59	1,61E+07	-
5	7,27	857	25,1	576	262	314	292	943	59,5	-	-
6	7,43	900	24,9	619	275	344	375	597	69	1,32E+07	0,791
7	7,25	890	25,4	656	397	259	430	776	67,5	1,17E+07	0,828
8	7,06	767	25,8	728	346	382	471	829	58,5	1,14E+07	0,686
9	7	857	26,1	901	310	591	716	1190	72,5	1,13E+07	0,928
10	7,17	675	24,4	569	198	371	298	899	49	-	0,580
11	7,22	851	25,5	1154	106	1048	180	1397	61,75	-	-
12	7,14	678	26,8	-	-	-	202	398	43	9,85E+06	0,589
13	7,32	887	27,6	644	397	247	441	731	68	1,28E+07	0,847
14	7,25	766	25,3	-	-	-	418	741	52	-	0,710
15	7,2	848	26,6	580	254	326	413	612	64	1,29E+07	0,842
16	7,44	1013	27,9	-	-	-	451	835	76	11600000	0,902
Média	7,29	821,25	25,7	664,15	290,00	374,15	367,44	734,13	59,98	11304545,45	0,770
Desvio	0,15	106,22	1,11	185,52	89,47	229,32	130,22	291,07	9,85	2690209,52	0,120
CV	2,11	12,93	4,31	27,93	30,85	61,29	35,44	39,65	16,42	23,80	16,010

APÊNDICE C

Teste estatístico – Dados pareados das amostras F e EF

Sólidos totais			
Amostras	EF	F	Δ
1	534	592	-58
2	358	383	-25
3	370	338	32
4	344	345	-1
5	364	451	-87
6	481	439	42
7	436	392	44
8	408	394	14
9	407	398	9
10	423	398	25
11	414	447	-33
12	456	478	-22
13	443	467	-24
14	459	458	1
15	471	454	17
16	443	448	-5
17	443	470	-27
18	490	461	29
Media	430,222	434,056	-3,833
Desvio-padrão	50,065	58,089	35,109
Variância	2506,536	3374,291	1232,618
Ttab (17; 0,025)		2,11	
Tcal		-0,013	

$$Tcal = \text{Média} / (\text{desvio-padrão} / n^{1/2})$$

$\Delta = X_{ef} - X_f$, sendo X o valor correspondente do parâmetro em análise

DBO₅			
Amostras	EF	F	Δ
1	27	16	11
2	50	48	2
3	54	68	-14
4	47	41	6
5	26	28	-2
6	81	15	66
7	54	19	35
8	45	41	4
9	43	37	6
10	50	46	4
11	29	34	-5
12	46	34	12
13	85	32	53
14	27	31	-4
15	39	39	0
16	32	53	-21
17	46	51	-5
Media	45,941	37,235	8,706
Desvio	16,906	13,827	22,613
Variância	285,809	191,191	511,346
Ttab (16; 0,025)		2,12	
Tcal		0,070	

DQO			
Amostras	EF	F	Δ
1	275	167	108
2	116	140	-24
3	123	132	-9
4	165	157	8
5	167	147	20
6	231	208	23
7	199	197	2
8	57	50	7
9	157	147	10
10	175	145	30
11	192	168	24
12	217	233	-16
13	270	263	7
14	217	243	-26
15	225	197	28
16	410	175	235
17	240	237	3
18	224	216	8
19	231	205	26
20	224	203	21
Media	205,750	181,500	24,250
Desvio	71,865	49,074	56,829
Variância	5164,618	2408,263	3229,566
Ttab (19; 0,025)		2,093	
Tcal		0,034	

Ho	$\Delta = 0$	Não rejeita Ho se
H1	$\Delta \neq 0$	- Ttab < Tcal < + Ttab