RENATO FENERICH DE MORAES

**CONTROLE OPERACIONAL, REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA
E NITRIFICAÇÃO EM BIOFILTRO AERADO SUBMERSO
PREENCHIDO COM BIOMÍDIAS**

SÃO PAULO

2019

RENATO FENERICH DE MORAES

**CONTROLE OPERACIONAL, REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA
E NITRIFICAÇÃO EM BIOFILTRO AERADO SUBMERSO
PREENCHIDO COM BIOMÍDIAS**

Dissertação apresentada à Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo para obtenção do
título de Mestre em Ciências.

Área de concentração: Engenharia Hidráulica e
Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Roque Passos Piveli

SÃO PAULO

2019

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor: _____

Assinatura do orientador: _____

Catálogo-na-publicação

Moraes, Renato Fenerich de

Controle operacional, remoção de matéria orgânica e nitrificação em biofiltro aerado submerso preenchido com biomídias / R. F. Moraes -- versão corr. -- São Paulo, 2019.

83 p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Biofiltro Aerado Submerso 2.Biomídias 3.Nitrificação I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental II.t.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, ao Grande Espírito, pela oportunidade do viver e pelo Amor com que guia, ilumina e abençoa nossos caminhos.

Aos familiares, pelo apoio incondicional em todos os momentos.

Ao Prof. Dr. Roque Passos Piveli, pela orientação, confiança, paciência e oportunidade de aprofundamento no assunto.

A todos os seres que de alguma forma contribuíram para a concepção, enriquecimento e realização desta pesquisa.

Ao CNPq pela bolsa de estudo concedida.

*Parece-me que o sorriso, e só ele, faz
aquilo que chamamos a beleza de um rosto.*

Leon Tolstói

RESUMO

O presente trabalho buscou avaliar uma unidade de BAS (Biofiltro Aerado Submerso), em escala piloto, com volume útil de 66 litros, tratando esgoto doméstico, visando seu controle operacional, a remoção de matéria orgânica e nitrificação. O esgoto afluente passa por pré-tratamento e decantação antes de seguir para o BAS em estudo. A unidade piloto é constituída, basicamente, por um BAS de fluxo ascendente. O meio suporte utilizado é composto por biomédias de sistemas MBBR, as quais apresentam elevadas porosidade (>85%) e área superficial específica ($650 \text{ m}^2/\text{m}^3$), além de baixa densidade ($0,95 \text{ kg/L}$). Para avaliação do biofiltro em estudo, o trabalho foi dividido em quatro fases (I a IV) para avaliação do comportamento do reator em diferentes condições operacionais. Para isso foram efetuadas variações no tempo de detenção hidráulica (I=8h, II=14h, III=10h e IV=6h) e na velocidade de escoamento (I= $0,13 \text{ m/h}$, II= $0,07 \text{ m/h}$, III= $1,0 \text{ m/h}$ e IV= $1,1 \text{ m/h}$) através da recirculação do efluente tratado (I e II sem recirculação, III e IV com recirculação). Com relação à remoção de matéria orgânica, o BAS demonstrou bom desempenho em todas as fases de estudo, resultando em um efluente tratado com concentrações médias de DBO abaixo de 30 mg/L , com uma eficiência de remoção de DBO próxima de 90% ao longo de toda a pesquisa. Em termos de DQO, as concentrações médias ficaram abaixo de 82 mg/L , com uma eficiência de remoção de DQO próxima de 85% ao longo de todas as fases da pesquisa. Já com relação ao processo de nitrificação, na fase II o biofiltro estudado apresentou um efluente com 16 mgN/L de N-NTK e 35 mgN/L de NO_3^- , demonstrando potencial do processo para as situações em que se exige remoção de matéria orgânica e nitrificação. Nas fases I, III e IV a nitrificação não ocorreu de forma satisfatória. Com relação ao controle operacional do processo de lavagem, o intervalo necessário para a realização do processo de lavagem, de acordo com os processos definidos, foi consideravelmente prolongado, acima de 10 dias, ao longo de todas as fases do estudo, demonstrando uma grande capacidade de retenção de sólidos no biofiltro estudado. Com relação à utilização de recirculação nas fases III e IV, esta operação não demonstrou vantagens com relação às fases sem recirculação. Dessa forma, neste trabalho foi possível observar que a qualidade do efluente final e a estabilidade operacional do biofiltro aerado submerso preenchido com biomédias reforçam a condição desta unidade como alternativa viável a ser considerada na concepção de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

Palavras-chave: Biofiltro aerado submerso, biomédias, nitrificação.

ABSTRACT

The present work sought to evaluate a unit of a BAF (Biological Aerated Filter), in pilot scale, with working volume of 66 liters, treating domestic sewage, aiming its operational control, organic matter removal and nitrification. The affluent sewage is pre-treated and decanted before proceeding to the BAF under study. The pilot unit consists, basically, of an upflow BAF. The media used is composed of biocarriers of MBBR systems, which have high porosity ($>85\%$) and specific surface area ($650 \text{ m}^2/\text{m}^3$), besides low density ($0,95 \text{ kg/L}$). For evaluation of the biofilter under study, the work was divided in four phases (I to IV) to evaluate the behavior of the reactor in different operating conditions. For this, variations were made in the hydraulic retention time (I=8h, II=14h, III=10h and IV=6h) and at the flow rate (I=0,13m/h, II=0,07m/h, III=1,0m/h and IV=1,1m/h) by recirculating the treated effluent (I and II without recirculation, III and IV with recirculation). Regarding the removal of organic matter, the BAF demonstrated good performance in all study phases, resulting in an effluent treated with average concentrations of BOD under 30 mg/L , with an efficiency of removal of BOD near 90% throughout the research. In terms of COD, the average concentrations were below 82 mg/L , with an efficiency of removal of COD near 85% throughout all phases of the research. Regarding the nitrification process, in the phase II the studied biofilter presented an effluent with 16 mgN/L of N-NTK and 35 mgN/L of NO_3^- , demonstrating process potential for situations where organic matter removal and nitrification are required. In phases I, III and IV nitrification did not occur satisfactorily. Regarding the operational control of the washing process, the interval required to carry out the washing process, according to the defined processes, was considerably extended, over 10 days, throughout all phases of the study, demonstrating a great solids retention capacity in the biofilter studied. Regarding the use of recirculation in phases III and IV, this operation did not demonstrate advantages in comparison with the phases without recirculation. Thus, in this work, it was possible to observe that the final effluent quality and the operational stability of the biological aerated filter filled with biocarriers reinforce the condition of this unit as a viable alternative to be considered in the design of domestic sewage treatment systems.

Keywords: biological aerated filter, biocarrier, nitrification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema de um biofilme.....	30
Figura 2 – Sentidos de fluxo hidráulico (ar/ líquido) (a) cocorrente; (b) contracorrente.....	35
Figura 3 – Processo CFIC® em a) Operação normal e em b) Remoção do excesso de lodo.....	40
Figura 4 – Biomídia BWT X, fabricadas e fornecidas pela Biowater Technology.....	43
Figura 5 – Desenho esquemático da unidade piloto.....	44
Figura 6 – Foto do biofiltro aerado submerso em estudo.....	45
Figura 7 – Variação de SST no afluente e no efluente ao longo da Fase I.....	52
Figura 8 – Variação de SST no afluente e no efluente ao longo da Fase II.....	52
Figura 9 – Variação de SST no afluente e no efluente ao longo da Fase III.....	53
Figura 10 – Variação de SST no afluente e no efluente ao longo da Fase IV.....	53
Figura 11 – Variação da DBO _{5,20} no afluente e no efluente ao longo da Fase I.....	56
Figura 12 – Variação da DQO no afluente e no efluente ao longo da Fase I.....	56
Figura 13 – Variação da DBO _{5,20} no afluente e no efluente ao longo da Fase II.....	57
Figura 14 – Variação da DQO no afluente e no efluente ao longo da Fase II.....	57
Figura 15 – Variação da DBO _{5,20} no afluente e no efluente ao longo da Fase III.....	58
Figura 16 – Variação da DQO no afluente e no efluente ao longo da Fase III.....	58
Figura 17 – Variação da DBO _{5,20} no afluente e no efluente ao longo da Fase IV.....	59
Figura 18 – Variação da DQO no afluente e no efluente ao longo da Fase IV.....	59
Figura 19 – Variação de NTK, NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻ ao longo da Fase I.....	63
Figura 20 – Variação de NTK, NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻ ao longo da Fase II.....	63
Figura 21 – Variação de NTK, NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻ ao longo da Fase III.....	64
Figura 22 – Variação de NTK, NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻ ao longo da Fase IV.....	64
Figura 23 – Variação do pH ao longo da Fase I.....	67

Figura 24 – Variação da alcalinidade ao longo da Fase I.....	67
Figura 25 – Variação do pH ao longo da Fase II.....	68
Figura 26 – Variação da alcalinidade ao longo da Fase II.....	68
Figura 27 – Variação do pH ao longo da Fase III.....	69
Figura 28 – Variação da alcalinidade ao longo da Fase III.....	69
Figura 29 – Variação do pH ao longo da Fase IV.....	70
Figura 30 – Variação da alcalinidade ao longo da Fase IV.....	70
Figura 31 – Regressão linear via gráfico de dispersão dos parâmetros Turbidez e SST na Fase I.....	71
Figura 32 – Regressão linear via gráfico de dispersão dos parâmetros Turbidez e SST na Fase II.....	72
Figura 33 – Regressão linear via gráfico de dispersão dos parâmetros Turbidez e SST na Fase III.....	72
Figura 34 – Regressão linear via gráfico de dispersão dos parâmetros Turbidez e SST na Fase IV.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características de bactérias nitrificantes.....	21
Tabela 2 – Comparação dos diversos processos de remoção de nitrogênio.....	25
Tabela 3 – Estágios da formação do biofilme em meio suporte.....	29
Tabela 4 – Características do biofiltro aerado submerso em estudo.....	43
Tabela 5 – Características da biomídia BWT X.....	43
Tabela 6 – Condições operacionais adotadas em cada fase do estudo.....	46
Tabela 7 – Variáveis controladas nos pontos de amostragem.....	47
Tabela 8 – Resultados da série de sólidos suspensos ao longo da Fase I.....	50
Tabela 9 – Resultados da série de sólidos suspensos ao longo da Fase II.....	50
Tabela 10 – Resultados da série de sólidos suspensos ao longo da Fase III.....	51
Tabela 11 – Resultados da série de sólidos suspensos ao longo da Fase IV.....	51
Tabela 12 – Resultados de DBO _{5,20} e DQO ao longo da Fase I.....	54
Tabela 13 – Resultados de DBO _{5,20} e DQO ao longo da Fase II.....	55
Tabela 14 – Resultados de DBO _{5,20} e DQO ao longo da Fase III.....	55
Tabela 15 – Resultados de DBO _{5,20} e DQO ao longo da Fase IV.....	55
Tabela 16 – Valores médios de cargas orgânicas aplicadas no biofiltro em estudo.....	60
Tabela 17 – Resultados de NTK, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻ ao longo da Fase I.....	61
Tabela 18 – Resultados de NTK, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻ ao longo da Fase II.....	61
Tabela 19 – Resultados de NTK, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻ ao longo da Fase III.....	61
Tabela 20 – Resultados de NTK, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ e NO ₃ ⁻ ao longo da Fase IV.....	62
Tabela 21 – Valores médios de cargas nitrogenadas aplicadas no biofiltro em estudo.....	65
Tabela 22 – Resultados de pH e alcalinidade ao longo da Fase I.....	66
Tabela 23 – Resultados de pH e alcalinidade ao longo da Fase II.....	66
Tabela 24 – Resultados de pH e alcalinidade ao longo da Fase III.....	66
Tabela 25 – Resultados de pH e alcalinidade ao longo da Fase IV.....	66
Tabela 26 – Valores médios de intervalo entre lavagens do meio suporte.....	73

Tabela 27 – Resultados médios das análises de monitoramento do lodo de excesso.....	74
Tabela 28 – Valores de coeficiente de síntese celular observado (Y_{obs}) obtidos para cada fase de operação do BAS.....	74

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANAMMOX – Anaerobic Ammonium Oxidation

BAS – Biofiltro Aerado Submerso

BOA – Bactérias Oxidadoras de Amônio

BON – Bactérias Oxidadoras de Nitrito

CETE – Centro Experimental de Tratamento de Esgotos

CFIC – Continuous Flow Intermittent Cleaning

C/N – Relação Carbono/Nitrogênio

COS – Carga Orgânica Superficial

COV – Carga Orgânica Volumétrica

CTH – Centro Tecnológico de Hidráulica

CRUSP – Conjunto Residencial da Universidade de São Paulo

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

IFAS – Integrated Fixed-Film Activated Sludge

FBAS – Filtro Biológico Aerado Submerso

MBBR – Moving Bed Biofilm Reactor

PHA – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental

NDS – Nitrificação e desnitrificação simultânea

NO – Óxido Nítrico

N₂O – Óxido Nitroso

N₂ – Nitrogênio Gasoso

N-NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniacal

N-NO₂⁻ – Nitrito

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

OLAND – Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification

SHARON – Single-reactor High-activity Ammonium Removal Over Nitrite

SST – Sólidos Suspenso Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

USP – Universidade de São Paulo

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket

Y_{obs} – Produção específica de lodo observada

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	18
2.1. OBJETIVO GERAL.....	18
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3. REVISÃO DA LITERATURA	19
3.1. CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGENIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS	19
3.1.1. Nitrificação convencional.....	19
3.1.1.1. Microbiologia	20
3.1.1.2. Fatores ambientais	21
3.1.2. Desnitrificação convencional	22
3.1.2.1. Microbiologia	23
3.1.2.2. Fatores ambientais	23
3.1.3. Novos processos para remoção de nitrogênio	24
3.1.4. Nitrificação e Desnitrificação Simultânea	26
3.2. PROCESSOS DE TRATAMENTO COM BIOMASSA ADERIDA	27
3.3. BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS	31
3.3.1. Descrição	31
3.3.2. Meio suporte.....	33
3.3.3. Fluxo hidráulico.....	35
3.3.3. Produção de lodo	36
3.3.4. Lavagem do meio suporte	37
3.4. MBBR.....	38
3.5. NOVAS TECNOLOGIAS – PROCESSO CFIC®	40
4. MATERIAIS E MÉTODOS	42
4.1. DESCRIÇÃO GERAL DO EXPERIMENTO	42

4.2. DESCRIÇÃO DA UNIDADE DE TRATAMENTO EM ESCALA PILOTO	42
4.3. CONDIÇÕES OPERACIONAIS	45
4.4. PLANO DE MONITORAMENTO	46
4.5. PROCEDIMENTO DE PARTIDA DO SISTEMA	47
4.6. CONTROLE OPERACIONAL (LAVAGEM DO MEIO SUPORTE)	48
4.7. ANÁLISE DOS DADOS	49
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	50
5.1. SÓLIDOS SUSPENSOS (SST, SSF, SSV)	50
5.2. MATÉRIA ORGÂNICA (DBO _{5,20} E DQO)	54
5.3. NITROGÊNIO (NTK, NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻)	60
5.4. PH E ALCALINIDADE.....	65
5.5. CONTROLE OPERACIONAL (LAVAGEM DO MEIO SUPORTE)	71
5.6. PRODUÇÃO DE LODO.....	74
6. CONCLUSÃO	76
7. RECOMENDAÇÕES	78
REFERÊNCIAS	80

1. INTRODUÇÃO

O conhecimento sobre tratamento de esgotos até meados do século passado era caracterizado pela limitação a um número restrito de tecnologias no qual se inseriam os processos clássicos e convencionais de lodos ativados, filtros biológicos percoladores e lagoas de estabilização. No entanto, o desenvolvimento destes processos permitiu evoluções que conduziram ao surgimento de variantes destes processos, bem como de novas tecnologias. Dessa forma foram desenvolvidos os filtros anaeróbios, os reatores aeróbios de contato, os filtros aeróbios submersos, os reatores UASB, os reatores com membranas e os reatores híbridos (MINEGATTI, 2008).

A essência dos processos biológicos de tratamento de águas residuárias se encontra na capacidade dos microrganismos presentes em utilizar os compostos presentes, transformando-os em subprodutos, os quais podem ser removidos do sistema de tratamento.

Dessa forma, a implantação de sistemas de tratamento de efluentes tem por objetivo a remoção dos principais poluentes presentes, retornando aos corpos d'água um efluente com a melhor qualidade possível.

Para escolha do sistema de tratamento a ser adotado, em qualquer projeto, é de fundamental importância o conhecimento das características do esgoto a ser tratado, da qualidade do efluente que se deseja alcançar, do local disponível para instalação do sistema, além da capacidade e características dos sistemas de tratamento disponíveis.

Seguindo este caminho, o presente trabalho busca estudar e aprimorar uma variação tecnológica de biofiltros aerados submerso (BAS) para tratamento de esgoto sanitário. Trata-se de um biofiltro aerado preenchido com biomédias (ou *carriers*) utilizados no processo MBBR (*Moving Bed Biofilm Reactor*). Esta variação tecnológica vem da possibilidade de se aperfeiçoar o desempenho, operação e/ou aumentar a capacidade de tratamento dos biofiltros aerados submersos já existentes.

Os biofiltros aerados submersos constituem um processo de tratamento de esgoto altamente compacto, mesmo quando comparados com tecnologias que possuem esta característica como propriedade principal, tais como lodo ativado, MBBR/IFAS (*Integrated Fixed-Film Activated Sludge*) e biodiscos rotativos (PRAMANIK, 2012; GULLICKS, 2011).

Tradicionalmente, os biofiltros aerados são preenchidos com meio suporte granular, como areia, xisto, argila expandida, etc., o que faz com que o reator apresente alta retenção de sólidos e dispense o emprego de decantadores secundários, tendo em vista que o lodo em

excesso é removido mediante a execução de procedimentos para a lavagem do meio suporte (PRAMANIK, 2012; GULLICKS, 2011). Assim, seu potencial é muito grande para a aplicação em sistemas de pequeno porte, ou mesmo para estações centrais onde ocorre grande restrição de espaço para a sua implantação.

Com relação às biomídias de MBBR, utilizadas no reator do presente trabalho, segundo Rusten *et al.* (2006) e Odegaard (2006), estas são caracterizadas por apresentarem um alto índice de vazios e elevada área superficial específica, além de baixa densidade. O seu uso nesta pesquisa visa otimizar a capacidade de retenção celular no interior do reator, produzir um efluente com baixa turbidez e concentração de SST, também dispensando, conforme os biofiltros aerados tradicionais, a necessidade de implantação de decantadores ou outros processos de separação de sólidos, através de processo periódico simplificado de limpeza do meio suporte, reduzindo custos de implantação e operação e proporcionando sistemas compactos. Ressalta-se que, uma vez que estes sistemas dispensam unidades de separação de sólidos para efluente final, os problemas com sedimentabilidade de lodo são evitados devido, por exemplo, à presença de bactérias filamentosas, problema relativamente comum em sistemas de lodos ativados.

Dessa forma, uma das peculiaridades desta tecnologia se dá na capacidade de reter lodo em seu interior, devido principalmente à alta porosidade do meio suporte (>85%) aliada à elevada área superficial específica ($650 \text{ m}^2/\text{m}^3$), e, ainda sim, produzindo um efluente com concentrações baixas de sólidos suspensos totais (SST) sem a necessidade de etapa de separação de fases, e sem a necessidade de procedimento com frequência diária para remoção de lodo.

Ressalta-se que a presente pesquisa tem como principal referência o trabalho produzido por Rusten *et al.* (2011), criadores do processo identificado por CFIC – *Continuous Flow Intermittent Cleaning*, que gerou uma patente norueguesa que é comercializada pela Biowater Technology.

No entanto, as condições operacionais são diferentes quando os processos biológicos desenvolvidos em países de clima frio são aplicados em países tropicais, não sendo conveniente o repasse direto dessas tecnologias. Além disso, neste trabalho foram avaliadas novas condições de fluxo de esgoto e de procedimento de lavagem do meio suporte.

A motivação para o desenvolvimento da tecnologia é oportuna e vai ao encontro da realidade de boa parte das estações de tratamento, as quais carecem de disponibilidade de espaço físico para implantação.

Ressalta-se também que, historicamente, a preocupação maior em sistemas de tratamento de esgoto sempre foi com a remoção de matéria orgânica e de patogênicos. No entanto, a preocupação com relação à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) tem ganhado cada vez mais espaço, tornando-se alvo de diversas pesquisas a esse respeito (YAN, 2016).

Dessa forma, torna-se importante buscar processos que associem a conversão de matéria orgânica à de nutrientes, com baixo custo e facilidade de operação. Seguindo esta linha, este trabalho também propôs avaliar o sistema quanto à capacidade de nitrificação, buscando promover a remoção de matéria orgânica e nitrificação no mesmo reator.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do trabalho é avaliar o tratamento de esgotos domésticos utilizando-se uma variação tecnológica de biofiltro aerado submerso, este preenchido com biomédias, visando o seu controle operacional, a remoção de matéria orgânica e a nitrificação.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos do trabalho são:

- Caracterizar os parâmetros operacionais e de controle do processo;
- Avaliar o desempenho do reator em relação à remoção de matéria orgânica;
- Avaliar o desempenho do reator em relação ao processo de nitrificação;
- Avaliar o impacto do aumento da velocidade de escoamento hidráulica, através da recirculação do efluente tratado, na remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica e na nitrificação;
- Avaliar a produção de lodo.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGENIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

No ciclo do nitrogênio na biosfera, este se alterna entre várias formas e estados de oxidação, com influência de diversos processos bioquímicos. Assim, no meio aquático o nitrogênio é encontrado principalmente nas seguintes formas: nitrogênio molecular (N_2), um gás, escapando para a atmosfera, nitrogênio orgânico, amônia livre (NH_3) e ionizada (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) (VON SPERLING, 2014).

Em sistemas biológicos de tratamento de esgotos os processos normalmente utilizados para conversão de nitrogênio são a nitrificação convencional (autotrófica) e a desnitrificação convencional (heterotrófica, em condições anóxicas), esta última quando se deseja a remoção do nitrogênio (PIVELI & KATO, 2006).

A necessidade de conversão do nitrogênio em sistema de tratamento de águas residuárias ocorre porque este, uma vez descartado em corpos d'água, torna-se nutriente disponível para plantas aquáticas, sendo um dos principais responsáveis pela eutrofização de lagos e represas.

Quanto à nitrificação, ressalta-se que esta não resulta na remoção de nitrogênio do meio líquido, apenas na sua conversão em formas oxidadas de nitrogênio. No entanto, o nitrogênio amoniacal, além de tóxico a algumas espécies aquáticas, pode ser também facilmente oxidado por organismos nitrificantes dentro dos corpos d'água, o que leva ao consumo de oxigênio dissolvido, podendo tornar a vida aquática aeróbia inviável (PIVELI & KATO, 2006).

3.1.1. Nitrificação convencional

O processo de transformação do nitrogênio amoniacal em nitrato é denominado nitrificação, sendo esta uma transformação mediada por microrganismos de diferentes gêneros em um processo que envolve duas etapas, a saber: nitritação (geração de nitrito) e nitratação (geração de nitrato).

As reações abaixo ilustram as transformações globais ocorridas nessas duas etapas.

Geração de nitrito (nitritação):

Geração de nitrato (nitratação):

A reação global da nitrificação é a soma das Equações 1 e 2:

É possível verificar, na Equação 3 que a nitrificação ocorre com consumo de oxigênio dissolvido, caracterizando a demanda nitrogenada de oxigênio, além de liberar íons H^+ , consumindo a alcalinidade do meio líquido e, possivelmente, reduzindo o pH (VON SPERLING, 2011).

É importante ressaltar que os microrganismos nitrificantes envolvidos nesse processo são autotróficos e, dessa forma, a energia liberada nestas reações é utilizada na síntese de compostos orgânicos a partir de fontes de carbono inorgânico, como o dióxido de carbono (METCALF & EDDY, 2013).

A remoção da matéria orgânica e a nitrificação podem ser conduzidas no mesmo reator, selecionando-se condições de operação que assegurem a implantação desses dois processos. No entanto, a nitrificação também pode ser realizada em um reator situado a jusante daquele empregado para a remoção de matéria orgânica, o qual pode ser operado sob condições mais adequadas, de modo específico para este processo.

3.1.1.1. Microbiologia

Filogeneticamente, as bactérias nitrificantes pertencem a quatro subdivisões (α , β , γ e δ) do filo *Proteobacteria* e nenhuma linhagem, até o momento conhecida, é capaz de oxidar totalmente a amônia a nitrato. Assim, o processo de nitrificação é sequencial com a atuação de dois grupos de bactérias, as bactérias que oxidam a amônia (BOA) e as bactérias que oxidam o nitrito (BON). Os gêneros mais comuns envolvidos na nitrificação e na nitratação são, respectivamente, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. A maioria das nitrificantes é autotrófica, assimilando o carbono de fontes inorgânicas (SANT'ANNA JR, 2011).

Na Tabela 1 são apresentadas linhagens de nitrificantes e algumas de suas características. Ressalta-se que, embora os gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* sejam os mais citados, outros gêneros podem participar do processo de nitrificação.

Tabela 1 – Características de bactérias nitrificantes.

Características	Gênero	Grupo filogenético
Oxidam amônia (BOA)		
Bacilos gram-negativos curtos a longos, móveis	<i>Nitrosomonas</i>	Beta
Grandes cocos, móveis	<i>Nitrosococcus</i>	Gamma
Espirais, móveis	<i>Nitrospira</i>	Beta
Pleomórficas, móveis	<i>Nitrosolobus</i>	Beta
Oxidam nítrito (BON)		
Bacilos curtos, ocasionalmente móveis	<i>Nitrobacter</i>	Alpha
Bacilos longos, imóveis	<i>Nitrospina</i>	Delta
Cocos grandes, móveis	<i>Nitrococcus</i>	Gamma
Helicoidais a vibrioides, imóveis	<i>Nitrospira</i>	Grupo Nitrospira

Fonte: adaptado de MADIGAN *et al.* (2010).

Apesar do processo de nitrificação ocorrer em dois passos sequenciais, a primeira etapa, a nitrificação (oxidação de amônia a nítrito), é mais relevante em termos cinéticos de crescimento bacteriano, uma vez que, nas condições normalmente encontradas, o processo de nitratação (oxidação de nítrito a nitrato) ocorre tão rapidamente que pode ser considerado instantâneo. Isto ocorre porque as BOA apresentam crescimento muito lento quando comparadas com as BON (METCALF & EDDY, 2013).

No entanto, de forma geral, a taxa de crescimento dos microrganismos responsáveis pela nitrificação é bem lenta em comparação à dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea. Assim, em um sistema de tratamento biológico em que se objetiva a nitrificação, o tempo de residência celular, ou idade do lodo, deve ser tal que propicie o desenvolvimento das bactérias nitrificantes antes que elas sejam varridas do sistema (VON SPERLING, 2011).

3.1.1.2. Fatores ambientais

Diversos fatores ambientais podem afetar as taxas de crescimento dos microrganismos nitrificantes, as quais podem até mesmo chegar à inibição. Dentre esses fatores, pode-se destacar: temperatura, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, relação C/N, metais pesados, cianetos, entre outros.

O crescimento dos microrganismos nitrificantes é fortemente afetado pela temperatura. Em baixas temperaturas (< 20°C) a nitratação é mais rápida do que a nitrificação, assim, nessa condição, a nitratação será imediata e a concentração de nítrito será muito baixa. Já em condições de temperaturas mais elevadas (> 25°) a nitrificação é mais rápida que a

nitratação, e, nesse caso, pode haver acúmulo de nitrito (VAN HAANDEL, KATO, VON SPERLING, 2009).

Quanto ao pH e a alcalinidade, ressalta-se que a nitrificação libera ions H^+ . Assim, se a alcalinidade não for adequada pode haver queda abrupta do pH, atingindo-se valores que causam a interrupção do processo. O pH ótimo para a nitrificação se situa na região alcalina próxima da neutralidade.

Quanto ao oxigênio, a demanda para a nitrificação é elevada e atinge valores de cerca de 4,6 kg de oxigênio por kg de nitrogênio amoniacal nitrificado. Além disso, os microrganismos nitrificantes autotróficos são mais sensíveis a baixas concentrações de oxigênio do que os heterotróficos, sendo recomendável para que ocorra a nitrificação uma concentração de oxigênio dissolvido superior a 2 mg/ L (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

É importante pontuar que a presença de matéria orgânica favorece o crescimento de microrganismos heterotróficos, as quais possuem velocidades de crescimento muito maiores do que os nitrificantes autotróficos, fazendo com que os heterotróficos tendam a dominar os aglomerados microbianos dos reatores (biofilmes e/ou flocos). Assim, quanto maior a razão C/N, menor se torna a taxa de nitrificação.

A inibição da nitrificação pode ocorrer pela presença de substâncias notoriamente prejudiciais. Metais pesados, cianetos, azida sódica, fenol e compostos orgânicos sulfurados são, frequentemente, apontados como inibidores (SANT'ANNA JR, 2011).

3.1.2. Desnitrificação convencional

No contexto do tratamento de efluentes, a desnitrificação convencional corresponde ao processo de transformação do nitrato ou nitrito em nitrogênio gasoso com formação de vários intermediários, com decrescente grau de oxidação. Dessa forma, a desnitrificação é a etapa biológica em que ocorre a efetiva remoção do nitrogênio do meio líquido.

Os agentes desse processo são bactérias facultativas heterotróficas, que atuam em meios com presença de nitrato e ausência de oxigênio dissolvido (condições anóxicas) (METCALF & EDDY, 2013). A equação abaixo ilustra os produtos formados nas etapas do processo.

No processo convencional de remoção de nitrogênio a desnitrificação é conduzida em um reator a parte do utilizado para remoção de matéria orgânica, selecionando-se condições de operação que assegurem condições anóxicas (ausência de oxigênio e presença de nitrato),

necessárias ao processo de desnitrificação convencional. Este reator anóxico pode estar situado a montante (Pré-Desnitrificação) ou a jusante (Pós-Desnitrificação) daquele empregado para a remoção de matéria orgânica.

3.1.2.1. Microbiologia

A desnitrificação pode ser conduzida por um grande número de bactérias filogeneticamente não relacionadas entre si (*Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Paracoccus*, *Thiobacillus*, *Propionibacterium*, entre outras). Ressalta-se que alguns fungos e algumas arqueias também se mostraram capazes de promover a desnitrificação (SANT'ANNA JR, 2011).

No entanto, a desnitrificação convencional é promovida predominantemente por bactérias heterotróficas, anaeróbias facultativas, as quais utilizam o nitrato, e também o nitrito, ao invés do oxigênio, como aceptor final de elétrons, em ambientes anóxicos. Estas bactérias heterotróficas apresentam maior taxa de crescimento assumindo, assim, um tempo de retenção celular menor quando comparadas com as bactérias autotróficas.

3.1.2.2. Fatores ambientais

Assim como na nitrificação convencional, diversos fatores ambientais podem afetar as taxas de crescimento dos micro-organismos desnitrificantes. Dentre esses fatores, podemos destacar: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, relação C/N, entre outros.

A desnitrificação conduzida por bactérias heterotróficas facultativas apresenta uma faixa adequada de pH, relativamente ampla, de 6,5 a 8,5, sendo a faixa ótima de 7 a 7,5 (VAN HAANDEL, KATO, VON SPERLING, 2009). Quanto à alcalinidade, ressalta-se que, ao contrário da nitrificação, que consome alcalinidade, a desnitrificação produz alcalinidade, devolvendo uma parcela do que havia sido consumido na oxidação da amônia.

Quanto à temperatura, a desnitrificação é fortemente inibida em temperaturas acima de 45°C e abaixo de 5°C. Os valores ótimos de temperatura se encontram entre 25°C e 35°C (METCALF & EDDY, 2013).

O nível de oxigênio dissolvido (OD) é uma condição chave para o êxito do processo, uma vez que, como dito acima, a desnitrificação convencional é um processo que deve ser conduzido em condições anóxicas, ou seja, na ausência de oxigênio dissolvido. Dessa forma, para que a respiração do nitrato seja assegurada, condições anóxicas devem ser estabelecidas no reator, assim como o fornecimento de uma fonte de carbono para o anabolismo das bactérias

heterotróficas. Caso o oxigênio estivesse presente, a utilização deste como aceptor final de elétrons geraria mais energia para a síntese de ATP e seria preferencial em detrimento da respiração do nitrato, impossibilitando a desnitrificação convencional (SANT'ANNA JR, 2011).

A razão C/N também se constitui em importante parâmetro do processo. Há evidências de que uma baixa razão C/N conduz ao acúmulo de nitrito, não impedindo que a desnitrificação ocorra, porém, ela ocorre a taxas mais baixas, conforme observado por Oh *et al.* (1999) *apud* Sant'Anna Jr. (2011). O valor mais adequado da razão C/N também depende da natureza da fonte externa de carbono. De acordo Van Handel, Kato e Von Sperling (2009), as fontes externas de carbono mais utilizadas são: o metanol, o etanol, a acetona e o ácido acético. Além dessas, pode-se utilizar o próprio esgoto bruto como fonte carbono.

Quanto à inibição, poucos são os estudos nesse sentido na desnitrificação. Uma possibilidade seria de que valores baixos de pH e OD poderiam inibir a enzima óxido nitroso redutase, fazendo com que o óxido nitroso seja o produto final do processo de desnitrificação (METCALF & EDDY, 2013).

3.1.3. Novos processos para remoção de nitrogênio

Um dos temas que mais evoluiu nos últimos anos foi a de remoção biológica de nitrogênio. Isto se deu principalmente graças a diversas descobertas e evoluções no campo da microbiologia, que permitiram vislumbrar novos processos.

Assim, novas bactérias relacionadas aos processos de remoção de nitrogênio foram identificadas e isoladas, assim como novas rotas metabólicas foram descobertas, o que proporcionou o surgimento de novos processos. Em especial, pode-se afirmar que as descobertas com relação à versatilidade das bactérias nitrificantes e das bactérias Anammox estão modificando a abordagem da remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de águas residuárias.

Dessa forma, nos últimos anos o paradigma de que o único modo para conversão biológica de amônio para nitrogênio gasoso era a completa oxidação de amônio a nitrato (nitrificação) seguida da redução de nitrato a nitrogênio gasoso (desnitrificação), tornou-se obsoleto (DEZOTTI; SANT'ANNA JR.; BASSIN, 2011).

Como exemplo dos novos processos envolvidos na remoção de nitrogênio pode-se mencionar alguns, como: nitrificação parcial, nitrificação parcial (SHARON – Single Reactor

High Activity Ammonia Removal Over Nitrite), Anammox (Anaerobic Ammonium Oxidation), desamonificação aeróbia/anóxica, OLAND (Oxygen Limited Autotrophic Nitrification and Denitrification) e CANON (Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite).

Os novos processos vão ao encontro dos objetivos de redução de custo operacional. A grande maioria dos novos processos busca remover o nitrogênio via nitrito, e não via nitrato, como acontece no processo convencional, fazendo com que estas abordagens apresentem menor demanda de oxigênio na nitrificação (SCHMIDT *et al.*, 2003 *apud* DEZOTTI; SANT'ANNA JR.; BASSIN, 2011).

Além da menor demanda de oxigênio, a utilização de alguns desses processos, como o nitrificação parcial-Anammox e OLAND, apresenta ainda mais vantagens, uma vez que nesses processos não há necessidade de matéria orgânica, pois a remoção de nitrogênio é realizada por bactérias autotróficas (VAN HAANDEL, KATO, VON SPERLING, 2009). A Tabela 2 apresenta uma comparação dos diversos processos de remoção de nitrogênio.

Tabela 2 – Comparação dos diversos processos de remoção de nitrogênio.

Processo	Oxigênio necessário (gO ₂ /gN)	Matéria orgânica (DQO) necessária sem assimilação (gDQO/gN)	Matéria orgânica (DQO) necessária com assimilação (gDQO/gN)
Nitrificação-desnitrificação	4,57	2,86	4,0
Nitrificação-desnitrificação	3,43	1,72	2,4
Nitrificação parcial-Anammox	1,72	-	-
OLAND	1,94	-	-

Fonte: Dezotti, Sant'Anna Jr. e Bassin (2011)

Esses novos processos apresentam aplicação ainda bastante incipiente, em comparação aos processos convencionais, principalmente em escalas de operação maiores. No entanto, grande parte deles possui enorme potencial.

Ressalta-se que a principal desvantagem dos processos de remoção autotrófica de nitrogênio consiste justamente nas reduzidas velocidades de crescimento das bactérias oxidadoras de amônia e dos micro-organismos Anammox. No entanto, o desempenho dos reatores nos quais predominam bactérias de crescimento lento pode ser otimizado através da aplicação de altos tempos de residência celular (METCALF & EDDY, 2013).

3.1.4. Nitrificação e Desnitrificação Simultânea

Como dito anteriormente, nos últimos tempos novos processos para a remoção biológica de nitrogênio têm sido investigados. No caso da nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), embora esta tenha sido identificada já há algum tempo, também podemos considerá-la como outro exemplo destes novos processos, devido a novas descobertas relativas a esse processo também proporcionadas principalmente pelos avanços das técnicas de biologia molecular.

Há várias hipóteses para a ocorrência simultânea da nitrificação e da desnitrificação, e o tema tornou-se mais complexo com as descobertas mais recentes sobre outras formas de nitrificar e desnitrificar. No entanto, apesar de ser indiscutível a ocorrência de nitrificação heterotrófica e a desnitrificação aeróbia, a maioria dos trabalhos sobre NDS considera a nitrificação autotrófica (convencional) e a desnitrificação heterotrófica (convencional) como principais rotas de remoção de nitrogênio (SANT'ANNA JR., 2013).

Dessa forma, a hipótese mais aceita refere-se aos microambientes formados nos flocos e biofilmes, que, uma vez presentes em ambientes com concentrações de OD relativamente baixas ($< 0,5 \text{ mgO}_2/\text{L}$), apresentariam as suas partes externas e internas constituindo ambientes aeróbios e anóxicos, respectivamente. Assim, uma vez assegurada disponibilidade de carbono nas regiões anóxicas, a desnitrificação poderia ali acontecer, enquanto a nitrificação teria a sua ocorrência nas regiões aeróbias (METCALF & EDDY, 2013).

Esse efeito de estratificação pode ser vantajoso por possibilitar a consideração da nitrificação e desnitrificação ocorrendo continua e simultaneamente nos biofilmes e flocos como possível solução de projeto, o que elimina a necessidade de reatores exclusivamente anóxicos, em oposição ao procedimento tradicional de condução dos processos em tanques distintos.

Assim, a obtenção de ambientes distintos pode ser alcançada em reatores que operam de forma contínua, com o OD controlado de forma a proporcionar a estratificação dos flocos e/ou biofilmes presentes, como citado anteriormente, ou de forma descontínua, com aeração intermitente, promovendo períodos de prevalência de ambientes óxicos e anóxicos, de modo sequencial, ambos num único volume reacional (SANT'ANNA JR., 2013).

Ressalta-se que para que o processo NDS seja completo é necessário que a taxa de oxidação do nitrogênio amoniacal seja aproximadamente igual à taxa de desnitrificação. Isto visa promover um crescimento equilibrado entre as bactérias autótrofas e heterótrofas,

respectivamente, sem prejuízos de uma ou de outra na competição por espaço (GIRALDO *et al.*, 2011; KULKARNI, 2013).

3.2. PROCESSOS DE TRATAMENTO COM BIOMASSA ADERIDA

Os processos de tratamento biológicos podem ser subdivididos em dois grupos, sendo eles: processos aeróbios e anaeróbios. Além desses grupos, também podem ser classificados em função do mecanismo de crescimento e sustentação da biomassa, que pode ser de biomassa dispersa ou de biomassa aderida.

Nos sistemas de tratamento com crescimento disperso da biomassa, os mecanismos de retenção dependem da capacidade da biomassa em formar flocos e/ou grânulos e sedimentar. Para concentrar a biomassa nestes reatores e promover um maior tempo de retenção celular os mecanismos empregados podem ser, por exemplo, a recirculação do lodo sedimentado, em lodos ativados, e o controle da velocidade ascensional e o uso de anteparos, em reatores UASB.

Já nos reatores com biomassa aderida, há a presença de meio suporte inerte, que pode ser mantido fixo ou móvel no reator, garantindo a aderência da biomassa sob a forma de biofilme (MAKSIMOVA, 2014).

Assim, conforme citado, reatores de crescimento aderido (biofilme) são sistemas em que um material inerte é utilizado para fornecimento de área superficial para aderência e colonização de microrganismos responsáveis pelo tratamento das águas residuárias. Dessa forma, estes reatores garantem elevados tempos de retenção de sólidos, sem que para isso se faça necessário a recirculação de lodo, proporcionando uma simplificação operacional (GULLICKS *et al.*, 2011). São exemplos desses sistemas: filtros biológicos percoladores, biofiltros aerados submersos, filtros biológicos aerados submersos, bio-discos e reatores de leito fluidizado.

Assim, visando obter as melhores condições de projeto e operação deste tipo de reator, torna-se importante a compreensão das dinâmicas dos biofilmes e dos fatores que exercem influência no seu desenvolvimento, para que assim seja possível otimizar seu desempenho.

Os biofilmes podem se desenvolver em praticamente qualquer superfície exposta a um ambiente aquoso. Dessa forma, o meio suporte pode ser constituído tanto por materiais sólidos naturais (ex.: brita e areia) como artificiais (plásticos).

Segundo Gonçalves *et al.* (2001), algumas características desejáveis para o meio suporte são:

- elevada área superficial;
- resistência estrutural;
- possuir estrutura porosa, para evitar obstruções;
- ser leve para permitir reduções consideráveis nos custos das obras civis;
- ser biologicamente inerte e quimicamente estável.

A adesão dos microrganismos à superfície do meio suporte depende da produção de polímeros extra-celulares, os quais exercem um papel de agente de ligação. Dessa forma, o crescimento do biofilme tem relação com a combinação do crescimento celular e da produção de polímeros extra-celulares (GEBARA, 2006).

Em paralelo ao desenvolvimento do biofilme, ocorre outro processo conhecido como desbastamento, no qual porções do biofilme são removidas pelo fluxo, em um processo que tem uma forte relação com as condições hidrodinâmicas no reator. Além do desbastamento, ou cisalhamento, também pode ocorrer perda da biomassa pelo desprendimento (em inglês, “*sloughing*”) de porções consideráveis do biofilme, fenômeno atribuído à depleção de oxigênio e nutrientes nas camadas interiores do biofilme. Todos esses processos podem acontecer simultaneamente, embora em momentos específicos alguns possam ter uma contribuição mais relevante que outros (GEBARA, 2006).

Assim, de acordo com Iwai & Kitao (1994), o processo de desenvolvimento de biofilme pode ser compreendido como ocorrendo em três estágios, de acordo com a espessura o biofilme. A Tabela 3 apresenta as principais características destes três estágios.

Tabela 3 – Estágios da formação do biofilme em meio suporte.

Espessura do biofilme	Características
Fina	<p>O filme é fino e frequentemente não cobre toda a superfície do meio suporte.</p> <p>O crescimento bacteriano se dá segundo uma taxa logarítmica.</p> <p>Todos os microrganismos crescem nas mesmas condições, com o crescimento similar ao de uma biomassa dispersa.</p>
Intermediária	<p>A espessura do biofilme torna-se maior.</p> <p>A taxa de crescimento bacteriano torna-se constante.</p> <p>A espessura da camada ativa permanece inalterada, independentemente do aumento da espessura total do biofilme.</p> <p>Caso o suprimento de matéria orgânica seja limitado, os microrganismos assumem um metabolismo suficiente apenas para a sua manutenção, não havendo crescimento bacteriano.</p> <p>Caso o suprimento de matéria orgânica seja inferior aos requisitos para manutenção, a espessura do biofilme torna-se menor.</p>
Elevada	<p>A espessura do biofilme atinge um valor bastante elevado.</p> <p>O crescimento bacteriano é contraposto pelo próprio decaimento dos organismos, pelo consumo por outros organismos e pela tensão de cisalhamento.</p> <p>Partes do biofilme podem ser desalojadas do meio suporte.</p> <p>Caso o biofilme continue a crescer, sem ser desalojado do meio suporte, ocorrerão entupimentos do biofiltro.</p>

Fonte: IWAI & KITAO (1994).

Inicialmente, os compostos necessários para o crescimento são adsorvidos à superfície do biofilme, sendo em seguida transportados através do biofilme e metabolizados pelos microrganismos. Partículas de maiores dimensões, de natureza coloidal ou suspensa, necessitam primeiramente serem hidrolizadas a moléculas menores. Os produtos finais do metabolismo são transportados no sentido contrário, na direção da fase líquida (GEBARA, 2006).

Segundo Von Sperling (2011), no caso reatores aeróbios de biomassa aderida, o oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme, podendo atingir concentrações que determinam condições anóxicas ou anaeróbias. Dessa forma, podem ser desenvolvidas camadas no biofilme dependendo da concentração de oxigênio no meio líquido e da espessura do biofilme. Este fenômeno de estratificação do biofilme em camadas é ilustrado pela Figura 1.

Figura 1 – Esquema de um biofilme.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2011).

No entanto, de acordo com Rôlo (2003) *apud* Godoy (2007), caso não seja fornecido algum dos substratos essenciais aos microrganismos presentes no biofilme, para certa profundidade do biofilme, as reações biológicas não ocorrerão naquele ponto.

Dessa forma, a profundidade de penetração dos substratos no biofilme é de grande relevância na determinação das taxas das reações no reator. A situação ideal ocorre quando os substratos penetram completamente o biofilme, resultando em reações limitadas apenas pelas taxas máximas das reações bioquímicas (GODOY, 2007).

Nesse sentido, o desenvolvimento do biofilme é consideravelmente influenciado pelas condições hidrodinâmicas dos reatores. Condições de fluxo turbulento permitem uma maior interação entre o meio líquido e o biofilme, promovendo o controle da espessura e melhorando as condições de transporte dos substratos às regiões mais profundas dos biofilmes (WEF, 2011).

Em biofiltros aerados submersos, as condições hidrodinâmicas normalmente aplicadas promovem o desenvolvimento de um biofilme fino e muito ativo. As taxas de aplicação superficiais frequentemente adotadas no tratamento secundário, da ordem de $2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ (esgoto) e $15 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$ (ar), fazem com que o meio suporte seja submetido a uma elevada turbulência (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Com relação à nitrificação, estudos realizados por Tschui *et al.* (1993) e Pujol *et al.* (1998) avaliaram o comportamento de biofiltros aerados submersos com diferentes meios suportes com o objetivo principal de estudar a influência da velocidade de escoamento na taxa de nitrificação em sistemas terciários. Os resultados obtidos demonstraram que com o aumento das taxas de aplicação superficiais as taxas de nitrificação aumentaram, o que os autores atribuíram a um aumento da transferência de massa nos biofilmes. Altas taxas de nitrificação foram obtidas mesmo com tempo de detenção de 10 minutos.

No entanto, o aspecto negativo da influência da hidrodinâmica é que, acima de certos limites, o desprendimento de grandes quantidades de biomassa ativa pode ocorrer, fazendo com que esta biomassa seja lavada do reator devido à alta velocidade de escoamento (GODOY, 2007).

3.3. BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS

Os biofiltros aerados submersos (BAS) se apresentam atualmente como uma tecnologia madura, originando sistemas compactos de tratamento que podem ser instalados em diversos locais aonde a disponibilidade de área se apresenta como um fator determinante na escolha do processo.

Na Europa, ETEs com biofiltros aerados submersos com capacidade variando de 10.000 a 1.000.000 de habitantes encontram-se em operação. No Brasil normalmente os biofiltros aerados submersos são utilizados para pós-tratamento de reatores UASB, se apresentando como solução em pequenos e médios Municípios para remoção de matéria orgânica. As maiores ETEs possuem capacidade para tratar uma vazão média de 30 L/ s, sendo a mais antiga em operação a ETE Canivete (10 L/ s), em funcionamento desde o início de 1999, no Município de Linhares (ES) (GONÇALVES *et al.*, 2001).

3.3.1. Descrição

Os Biofiltros Aerados Submersos (BAS) são reatores preenchidos por um meio suporte inerte e poroso, aonde os microrganismos se aderem e pelo qual o efluente passa em sentido descendente ou ascendente. São dotados de sistema de aeração instalado na parte inferior do reator, visando promover a aeração do leito.

O processo é caracterizado pela alimentação e passagem contínua do esgoto através do meio suporte, o qual permanece submerso em operação normal. A continuidade da passagem

dos esgotos em contato com a superfície do meio suporte promove o crescimento e a aderência da biomassa (JORDÃO e PESSOA, 2014).

Segundo Pramanik *et al.* (2010), estes reatores podem dispensar de uma etapa de decantação posterior, com pouco prejuízo na concentração de sólidos do efluente, e possuem como principais variações o sentido de escoamento do líquido, o tipo de material suporte, o sistema de aeração, a operação de lavagem e o consumo de energia.

A dispensa de decantadores secundários neste tipo de reator se deve ao fato de que o seu material de enchimento, além de servir de meio suporte para os microrganismos, também se constitui num eficaz meio filtrante, promovendo também a remoção de sólidos suspensos. Esta configuração permite que o BAS seja frequentemente mais compacto do que o sistema de lodos ativados.

Além disso, normalmente é interessante projetar reatores capazes de concentrar a maior quantidade de biomassa por volume disponível, proporcionando com que o tempo de retenção celular seja elevado, o que contribui favoravelmente a qualidade do efluente final.

No entanto, ressalta-se que a lavagem periódica do meio suporte é etapa imprescindível na operação de um BAS, pois tem a função de controlar a colmatagem progressiva do leito pelo crescimento do biofilme e dos sólidos acumulados (PRAMANIK *et al.*, 2010).

Assim, segundo WEF (2011), normalmente as principais unidades componentes de um sistema BAS são:

- pré-tratamento: gradeamento grosseiro, gradeamento fino e desarenação;
- tratamento primário: decantadores;
- tratamento secundário: BAS.

Conforme é possível observar, as duas principais fontes de geração de lodo são os decantadores primários e a lavagem do meio suporte. O lodo de lavagem normalmente é direcionado para um reservatório de estocagem, a partir de onde é bombeado para clarificação no fora do horário de pico de vazões. Assim, o lodo direcionado para o tratamento final é um lodo misto, composto por lodo primário e por lodo biológico.

Ressalta-se ainda que, para limitar a colmatagem acelerada dos BAS, a etapa de decantação primária é extremamente importante. A eliminação dos decantadores primários só é viável no caso de esgotos muito diluídos, que apresentem sólidos suspensos em concentrações abaixo de 120 mg/L (GONÇALVES *et al.*, 2001).

A partir desses conceitos, os biofiltros aerados são capazes de atingir diferentes níveis de tratamento biológico, a saber: oxidação de matéria orgânica, nitrificação secundária ou terciária, desnitrificação e remoção biológica de fósforo (GONÇALVES & ROGALLA, 1992; TSCHUI *et al.*, 1993; PUJOL *et al.*, 1998).

Suas principais vantagens são: pequena área ocupada, baixo consumo energético, operação simples, não necessitando de mão de obra qualificada, aspecto modular, rápida entrada em regime permanente, resistente a choques de cargas e baixas temperaturas, baixo impacto ambiental, tratamento efetivo de odores e eliminação da decantação secundária, suprimindo, assim, problemas de separação de lodo em unidades de clarificação devido, por exemplo, à ocorrência de bactérias filamentosas (WEF, 2011; PRAMANIK *et al.*, 2010).

Como o meio suporte é mantido sob imersão, os biofiltros são considerados reatores trifásicos, sendo a fase sólida representada pelo meio suporte e pelos microrganismos a ele aderidos, com a fase líquida sendo o próprio líquido em escoamento pelo meio poroso, e a fase gasosa é representada pela aeração artificial, além dos gases produzidos nos processos de biodegradação.

Com relação às cargas orgânicas e hidráulicas, segundo Jordão & Pessoa (2014), assim como nos filtros percoladores, as diferentes cargas aplicadas aos filtros biológicos podem resultar em vantagens e desvantagens. Assim, os filtros biológicos de baixa carga, caracterizados pela simplicidade de operação, podem apresentar inconvenientes como tanques com áreas consideráveis, enquanto de alta carga podem apresentar alta perda de carga no meio filtrante, incidência de insetos e emanção de odores.

É importante salientar a diferenciação entre os biofiltros aerados submersos (BAS), que devido aos meios suportes utilizados dispensam decantadores secundários, e os filtros biológicos aerados submersos (FBAS), que são preenchidos com meios suportes similares aos utilizados em filtros biológicos percoladores, como leitos estruturados. Este último, devido ao meio suporte característico, não retém a biomassa em suspensão pela ação de filtração e necessitam de decantadores secundários, pelo menos nas taxas de aplicação hidráulica usuais nos filtros percoladores.

3.3.2. Meio suporte

Em biofiltros aerados submersos o meio suporte deve cumprir duas funções primordiais: servir de suporte para a fixação de microrganismos e reter fisicamente os sólidos suspensos presentes no esgoto.

Meios suportes granulares, de origem mineral, são os mais utilizados no biofiltros aerados submersos em operação atualmente. Isto é devido à predominância deste tipo de material nos biofiltros durante a década de 80, quando as primeiras experiências em grande escala ocorreram. Na Europa, os materiais mais comuns são grãos de argila calcinada ou xisto expandido, sendo que areia e carvão ativado também são utilizados, mas bem mais raramente (GONÇALVES *et al.*, 2001).

Por outro lado, a utilização de materiais sintéticos cresceu no início dos anos 90, conduzindo a novos processos com meio flutuante. Assim, meios suportes de baixa densidade têm sido utilizados, compostos por materiais tais como poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico. O custo destes materiais é mais elevado do que os de origem mineral, embora uma parte desse custo adicional é compensado por uma menor demanda energética necessária para o processo de lavagem (WEF, 2011).

Vale ressaltar também o conceito de “Área Superficial Específica” do meio suporte, que é um dos principais parâmetros de referência e especificação destes. Esta característica é dada pela razão entre a área superficial total de meio suporte e o volume por ele ocupado. Trata-se de um parâmetro importante por relacionar a quantidade de meio suporte presente à quantidade potencial de biomassa aderida (MINEGATTI, 2008).

No entanto, em biofiltros aerados submersos, materiais que apresentam elevada superfície específica, mas reduzido índice de vazios, prejudicam o tratamento por provocarem colmatações localizadas e criarem caminhos preferenciais, favorecendo a rápida evolução da perda de carga e demandando maior frequência do processo de lavagem do biofiltro, mesmo dispondo de uma maior área para formação de biofilme (PRAMANIK *et al.*, 2010).

Segundo Gullicks *et al.* (2011), materiais sintéticos têm sido utilizados como meio suporte, apresentando bons resultados. O grande benefício deste material é apresentar um maior índice de vazios e superfície específica em relação a outros materiais utilizados, como pedras e britas. Isto pode proporcionar uma maior capacidade de recebimento de cargas. Além disso, por ser mais leve, facilita o transporte e o arranjo nos tanques.

Na maioria dos biofiltros europeus é possível até mesmo dispensar os reservatórios de água para lavagem no caso de utilização de alguns materiais sintéticos como meio suporte (TSCHUI *et al.*, 1993). Neste caso, estes materiais fazem com que os biofiltros sejam auto-limpantes (com apenas um ciclo de lavagem, usando apenas o volume de efluente no próprio reator), proporcionando mais uma compensação pelo custo mais elevado destes materiais.

Dessa forma, a escolha das características do meio suporte deve, portanto, atender a um compromisso entre a qualidade do efluente tratado e a frequência de lavagem, dentro de limites economicamente razoáveis considerando-se os custos de implantação e operação dos sistemas.

3.3.3. Fluxo hidráulico

Segundo Gonçalves *et al.* (2001), o escoamento de ar no BF é sempre ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio suporte. Assim, o reator de escoamento ascendente, no qual o líquido e o ar seguem no mesmo sentido, é conhecido como cocorrente (Figura 1a). Por outro lado, o reator em que líquido e ar circulam em sentidos opostos é conhecido como contracorrente (Figura 1b).

Figura 2 – Sentidos de fluxo hidráulico (ar/ líquido) (a) cocorrente; (b) contracorrente.

Fonte: Gonçalves *et al.* (2001).

Dessa forma, o sentido do fluxo hidráulico (ar e água) no biofiltro determina as principais características operacionais deste, como: retenção de sólidos suspensos, transferência de oxigênio para o líquido, evolução da perda de carga hidráulica, tipo de lavagem, gastos energéticos e produção de odores.

3.3.3. Produção de lodo

Em princípio, todos os processos biológicos de tratamento geram lodo. Assim, na etapa biológica de tratamento, tem-se o assim denominado lodo biológico, ou lodo secundário. Este lodo trata-se da própria biomassa, composta pelos microrganismos que cresceram às custas do alimento fornecido pelo esgoto afluyente.

Caso esta biomassa, ou lodo, não seja removida, ela tende a se acumular no sistema, podendo eventualmente sair com o efluente final, prejudicando sua qualidade, principalmente em termos de sólidos suspensos e matéria orgânica.

No entanto, não são todos os sistemas de tratamento de esgotos que necessitam de descarte contínuo do lodo em excesso. Alguns sistemas conseguem reter o lodo produzido por todo o horizonte de operação da estação (ex.: lagoas facultativas), outros permitem um descarte apenas eventual (ex.: reatores anaeróbios) e outros exigem um descarte bastante frequente (ex.: lodos ativados) (ANDREOLI *et al.*, 2014).

É importante ressaltar que, além do crescimento dos microrganismos, como estes permanecem no sistema por mais de um dia, passa a ocorrer também a etapa de decaimento (metabolismo endógeno). Isto significa que parte do material celular é destruído pelos mecanismos atuantes na etapa de respiração endógena (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

Dessa forma, a produção líquida de sólidos biológicos, e que deve ser dirigida à etapa de tratamento do lodo, corresponde à produção bruta (crescimento, síntese ou anabolismo) menos a mortandade (decaimento ou catabolismo) dos microrganismos.

Segundo Von Sperling (2012) e Metcalf & Eddy (2013), esta produção líquida de sólidos pode ser obtida, na prática, através da utilização do conceito de produção específica observada (Y_{obs}). Assim, a síntese da biomassa observada (Y_{obs}) corresponde à produção real de sólidos, uma vez que já leva em consideração a destruição dos sólidos biodegradáveis, e sua estimativa de produção pode ser expressa através da equação abaixo:

$$Y_{obs} = \frac{Plodo}{DBO_{removida}} \quad (Eq.5)$$

Aonde:

$Plodo$ = Produção de lodo no BAS (kg SSV ou SST/dia)

Y_{obs} = Coeficiente de produção de lodo no BAS (kg SST ou SSV/kg $DBO_{removida}$)

$DBO_{removida}$ = Massa de DBO removida no BAS (kg DBO/dia)

Conforme observado, a quantidade de sólidos suspensos em relação à quantidade de matéria orgânica removida é, por definição, a produção específica de lodo. Von Sperling (2011) cita, para tratamentos aeróbios, valores de Y (sem contar o decaimento) na faixa de 0,4 a 0,8 gSSV/gDBOremovida, enquanto Jordão & Pessôa (2014) apresentam este valor na faixa de 0,3 a 0,8 gSSV/gDBOremovida.

Ainda com relação à produção de lodo em sistemas BAS, ressalta-se que uma vez que, além do crescimento do biofilme, a lavagem também remove sólidos suspensos retidos por filtração, o lodo do processo de lavagem do meio suporte normalmente contém grandes quantidades de sólidos voláteis ($SSV/SST > 80\%$), sendo a sua aptidão à decantação e adensamento relativamente boa (GONÇALVES *et al.*, 2001).

3.3.4. Lavagem do meio suporte

O processo de lavagem do meio suporte é uma etapa obrigatória na operação de biofiltros aerados submersos. Esta etapa torna-se importante devido ao acúmulo progressivo de lodo resultante do crescimento da biomassa e da retenção de sólidos.

Portanto, a lavagem de um BAS visa remover o excesso de lodo acumulado entre duas lavagens. Através deste processo, a espessura do biofilme é controlada, proporcionando um aumento das atividades metabólicas da biomassa, além da redução da perda de carga no meio suporte.

É importante levar em consideração que a lavagem deve ser ajustada para remover apenas o excesso de lodo, preservando uma fração mínima de biomassa, necessária para que a partida seja imediata após este processo. O intervalo entre os ciclos de lavagem depende do meio suporte utilizado, das cargas aplicadas, das características do esgoto e da natureza da biomassa fixa (GONÇALVES *et al.*, 2001).

O volume de efluente tratado e o consumo de energia (bombas e ar) são duas questões a serem consideradas para o processo de lavagem. Quanto ao volume de efluente necessário à lavagem, segundo Pujol *et al.* (1992), este pode ser estimado em 3 vezes o volume do meio suporte.

De acordo com WEF (2011), no processo de lavagem pode ou não ser necessário interromper a alimentação com esgoto. A remoção do excesso de lodo requer a exposição do meio suporte a elevada turbulência através da aplicação de elevadas cargas hidráulicas de ar e/ou água (efluente tratado). As etapas que compõem o processo de lavagem podem variar e

seguir a temporizações diferentes de acordo principalmente com o meio suporte utilizado, mas visam cumprir principalmente as seguintes funções:

- desaglomeração do material;
- desestruturação do biofilme em excesso;
- remoção do lodo em excesso.

Conforme comentado anteriormente, normalmente o lodo em excesso é enviado por bombeamento até o decantador primário, sendo em seguida destinado ao tratamento de lodos, juntamente com o lodo primário.

3.4. MBBR

Os sistemas MBBR's consistem em uma tecnologia baseada na combinação entre sistemas de biomassa dispersa e aderida. Assim, a biomassa se desenvolve aderida ao material suporte que se move livremente no interior do reator.

No interior do reator biológico são mantidos em suspensão pequenas peças plásticas de baixa densidade, que sujeitas à agitação promovida pelo sistema de aeração ou de mistura, apresentam elevada mobilidade e, conseqüentemente, exposição e contato com a massa líquida em suspensão (ØDEGAARD *et al.*, 2010).

Em paralelo, o meio suporte móvel representa uma proteção para o desenvolvimento do biofilme, uma vez que os microrganismos que se desenvolvem aderidos a uma superfície de contato são menos afetados pelos fatores ambientais externos do que os microrganismos com crescimento em suspensão (WEF, 2011).

O material freqüentemente utilizado para a fabricação dessas peças é o polietileno. A forma cilíndrica é a mais empregada, mas, independente da forma, usualmente o material contém corrugações externas e divisões internas.

Dessa forma, o meio suporte consiste em peças plásticas de pequenas dimensões e elevada área superficial, sobre o qual consiste a lógica do processo MBBR. Estas biomédias, como também são chamadas, são mantidas no reator pelo uso de grades ou peneiras. Normalmente são produzidas em polietileno com densidade específica levemente menor que 1,0, visando facilitar a movimentação.

Um parâmetro importante a ser considerado nestes reatores é a razão de recheio, a qual consiste na razão entre volume ocupado pelo material suporte e o volume total do reator. Rusten *et al.* (2006) e Ødegaard. (2006) recomendam que este parâmetro fique abaixo de 70%, uma

vez que razões superiores a 70% dificultam a movimentação das biomédias, o que pode levar a uma queda de rendimento do reator.

Dessa forma, o preenchimento com estes suportes plásticos móveis pode variar de 25 a 70% do volume líquido de um reator. Graças a estas médias de elevada área superficial, os sistemas MBBR não dependem de recirculação de biomassa em suspensão para alcançar os objetivos de tratamento, uma vez que a quantidade de biomassa aderida a estas médias pode ser suficiente para realização do tratamento desejado (MCQUARRIE, 2011).

Com relação ao sistema de aeração empregado em sistemas MBBR, deve-se considerar para projeto o fornecimento de oxigênio para satisfazer a demanda da biomassa, para oxidação da matéria orgânica e/ou dos compostos nitrogenados, e para manutenção dos meios suportes em suspensão no meio líquido (METCALF & EDDY, 2013).

No entanto, é importante ressaltar que, apesar de importante para o funcionamento do MBBR, uma agitação excessiva pode causar desprendimento muito acentuado do biofilme, podendo resultar em efluente com grande concentração de sólidos.

Estes sistemas podem ser operados em condições aeróbias, anóxicas ou anaeróbias. No caso de sistemas aeróbios, a própria aeração provoca a circulação das biomédias no interior do reator. Já em sistemas anóxicos ou anaeróbios é necessário a utilização de agitadores mecânicos. Assim, sistemas MBBR's vêm sendo utilizados tanto para remoção de matéria orgânica quanto de compostos nitrogenados (BORKAR, 2013; ØDEGAARD, 2006).

Ressalta-se que nestes sistemas o biofilme se desenvolve essencialmente na parte interna dos meios suportes, uma vez que a parte externa está em constante colisão, limitando o desenvolvimento do biofilme (RUSTEN *et al.*, 2006; ØDEGAARD, 2006).

Em geral, a maior aplicação da tecnologia tem como objetivo incrementar o desempenho de unidades de tratamento biológico já existentes, por meio da transformação de processos de lodos ativados em reatores IFAS (*Integrated Fixed-film Activated Sludge*), através da adição das biomédias nos tanques de aeração, com a manutenção do retorno de lodo.

No entanto, entende-se que este processo requer alto consumo energético por ter necessidade de maior aporte de ar tanto para manutenção das biomédias em movimentação, quanto por demandar maior quantidade de oxigênio para a respiração a ser exercida pela maior quantidade de organismos aderidos, no caso do MBRR, e aderidos e em suspensão, no caso do IFAS (WEF, 2011).

3.5. NOVAS TECNOLOGIAS – PROCESSO CFIC®

Em virtude da flexibilidade dos biofiltros aerados submersos diversas tecnologias comerciais foram desenvolvidas, principalmente por empresas na Europa e América do Norte, para tratar tanto efluentes sanitários como industriais de diversos tipos.

Um exemplo destas tecnologias, de desenvolvimento recente, é o processo CFIC® (*Continuous Flow Intermittent Cleaning*), o qual gerou uma patente norueguesa comercializada pela Biowater Technology (RUSTEN *et al.*, 2011).

O reator CFIC® possui seu meio suporte composto por biomídias de MBBR altamente compactadas, ocupando acima de 90% do volume útil, de forma a que ocorra pouca movimentação das biomídias durante a operação normal (Figura 2a). Este reator possui fluxo contínuo e limpeza intermitente, a qual usa o próprio esgoto afluente para promover a remoção do excesso de lodo.

Assim, o sistema conta com uma considerável altura livre para possibilitar a elevação do nível d'água no reator durante o processo de limpeza (Figura 2b) o suficiente para que as biomídias passem a ocupar menos de 70% do volume útil, fazendo com que o meio suporte, antes fixo, operando como um BAS, passe a se movimentar e operar como em um MBBR, e, promovendo, assim, a limpeza do meio suporte (RUSTEN *et al.*, 2011).

Figura 3 – Processo CFIC® em a) Operação normal e em b) Remoção do excesso de lodo.

Fonte: Rusten *et al.* (2011).

Os autores obtiveram bons resultados para remoção de matéria orgânica com reatores altamente compactos, operando com altas taxas e tempos de detenção da ordem de 1 hora ou menos. Além disso, ressaltam que a escolha do uso das biomídias de MBBR como meio suporte

visa otimizar o processo de operação, prolongando o intervalo entre os ciclos de lavagem, e, principalmente, promovendo uma lavagem altamente eficiente através da movimentação das biomédias (RUSTEN *et al.*, 2011).

Dessa forma, observa-se que os reatores de biomassa aderida ainda possuem grande potencial para pesquisas, principalmente devido ao constante desenvolvimentos de novos meio suportes, que abrem um novo leque de possibilidades para estas tecnologias. Entende-se que com o desenvolvimento e aprimoramento, através da constante realização de novos experimentos, dos reatores de biomassa aderida com novos meio suportes, estes reatores ganhem mais espaço, principalmente em estações compactas de tratamento águas servidas.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. DESCRIÇÃO GERAL DO EXPERIMENTO

A unidade piloto está instalada no Campo Experimental de Tratamento de Esgoto (CETE) do Centro Tecnológico de Hidráulica (CTH), Escola Politécnica (POLI) da Universidade de São Paulo (USP), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (PHA).

O CETE/POLI-USP tem como missão atender os objetivos acadêmicos de ensino e pesquisa dos cursos de graduação e pós-graduação da voltados ao PHA.

O esgoto sanitário que alimenta a unidade piloto é proveniente do CRUSP – Conjunto Residencial da USP, composto dos esgotos dos apartamentos e do Restaurante Universitário, sendo recalcado para a área dos processos, no CETE, por meio de uma elevatória. Na chegada ao CETE, o esgoto bruto é submetido a um tratamento preliminar por gradeamento, desarenação e remoção de óleos e gorduras.

Após o pré-tratamento, o esgoto é recalcado diretamente para o tratamento primário, através de decantador primário, de onde segue por gravidade para o biofiltro aerado submerso em estudo.

4.2. DESCRIÇÃO DA UNIDADE DE TRATAMENTO EM ESCALA PILOTO

A unidade piloto em estudo trata-se de um biofiltro aerado submerso de fluxo ascendente, com volume total de 86 litros e volume útil de 66 litros, preenchido por biomédias (meio suporte de MBBR). O reator utilizado possui estrutura de acrílico transparente, com formato cilíndrico, altura total de 1,50 m e diâmetro externo de 0,30 m. O leito de meio suporte (altura útil) ocupa 1,00 m. Estas e as demais características do biofiltro em estudo são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Características do biofiltro aerado submerso em estudo.

Característica	Unidade	Valor
Diâmetro interno	m	0,29
Área	m ²	0,07
Altura total	m	1,5
Borda livre	m	0,2
Altura do fundo falso	m	0,3
Altura útil	m	1,0
Volume total	m ³	0,09
	L	86
Volume útil	m ³	0,066
	L	66
Relação H/D	-	3,4

O meio suporte utilizado é a biomídia BWT X, fabricada e fornecida pela Biowater Technology. As características dessa biomídia são apresentadas na Tabela 5 e uma imagem é apresentada na Figura 3.

Tabela 5 – Características da biomídia BWT X.

Parâmetro	Valor
Porosidade	>85%
Área superficial específica (m ² /m ³)	650
Densidade (kg/L)	0,95
Dimensões (mm)	14,5 x 14,5 x 8,2

Fonte: Biowater Technology.

Figura 4 – Biomídia BWT X, fabricadas e fornecidas pela Biowater Technology.

Fonte: Biowater Technology.

Uma linha de ar comprimido alimenta o reator dividindo-se em duas linhas com vazões controladas por válvulas independentes, para atenderem as vazões de operação normal e de lavagem. O fornecimento de ar para o processo biológico ocorre por um difusor circular de membrana apoiado na base do reator, abaixo de um fundo falso, enquanto o fornecimento de ar para o processo de limpeza ocorre através de tubos de PVC perfurados apoiados no fundo falso.

Ao lado do biofiltro encontra-se também um reservatório de 400 litros utilizado para medição da vazão diária afluyente e, em fases específicas do estudo, para acúmulo de efluente tratado visando promover a sua recirculação.

Um desenho esquemático da unidade piloto em estudo é apresentado na Figura 4, enquanto na Figura 5 tem-se uma foto específica do reator biológico.

Figura 5 – Desenho esquemático da unidade piloto.

Figura 6 – Foto do biofiltro aerado submerso em estudo.

4.3. CONDIÇÕES OPERACIONAIS

Para realização da pesquisa e avaliação do desempenho do biofiltro a operação deste foi dividida em 2 (duas) etapas totalizando 4 (quatro) fases, visando a obtenção de dados com o reator em diferentes condições operacionais. Para isso foram efetuadas variações no tempo de detenção hidráulica, variando-se a vazão de entrada de esgoto decantado, e na velocidade de escoamento hidráulica, esta última variando através do uso ou não de recirculação do efluente tratado.

Assim, para cada fase de estudo o biofiltro foi operado de acordo com as condições operacionais apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Condições operacionais adotadas em cada fase do estudo.

Parâmetro	Unidade	Etapa 1		Etapa 2	
		(sem recirculação)		(com recirculação)	
		Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
Tempo de operação	Dias	58	58	44	52
TDH	h	8,0	14,0	10,0	6,0
Vazão de esgoto	L/h	8,3	4,7	6,6	11,0
Recirculação do efluente tratado	L/h			60	60
	Q_r/Q_a	-	-	9,1	5,5
Velocidade de escoamento hidráulica	$m^3/m^2.h$	0,13	0,07	1,0	1,1
	$m^3/m^2.dia$	3	2	24	26
Oxigênio Dissolvido	mg/L	> 5	> 5	> 5	> 5

Ressalta-se que os valores adotados de TDH foram exploratórios, isto é, a fase seguinte teve as condições impostas em função dos resultados da fase anterior. Nas fases aonde a recirculação foi utilizada, a vazão de recirculação de efluente tratado foi definida buscando-se elevar a velocidade de escoamento hidráulica próximo de 1 m/h, valor mais próximo do recomendado em manuais de projeto, de acordo com WEF (2011).

Com relação à concentração de oxigênio dissolvido, conforme observado, esta ficou acima de 5 mg/L em todas as fases de operação desde os testes iniciais de partida. Isto ocorreu devido ao fato de que a vazão mínima de ar necessária para abertura dos poros do difusor circular de membrana instalado na base do reator fornecer uma quantidade de oxigênio bem acima do demandado pela atividade biológica, durante todas as fases da operação.

O controle da vazão de ar de processo não foi efetuado, uma vez que, como citado, no valor mínimo de vazão do difusor o oxigênio dissolvido já ficou acima de 5 mg/L. Já o controle da vazão ar de lavagem foi feito por um rotâmetro com escala de medição variando entre 40-400 lpm (litros por minuto).

Em paralelo, com o intuito de avaliar o desempenho do processo em cada fase da pesquisa, foram monitoradas diversas variáveis, as quais são apresentadas a seguir.

4.4. PLANO DE MONITORAMENTO

Para efeito de monitoramento das características físico-químicas e biológicas do afluente e dos efluentes produzidos foram estabelecidos os seguintes pontos de amostragens:

- Ponto 1: Afluente ao reator (esgoto decantado).

- Ponto 2: Saída do efluente tratado (operação normal).
- Ponto 3: Saída (dreno de fundo) do lodo em excesso (operação de limpeza).

As variáveis monitoradas em cada ponto de amostragem são apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7 – Variáveis controladas nos pontos de amostragem.

Variáveis	Pontos de Amostragem	Referência Standard Methods
Série de Sólidos Suspensos	1, 2 e 3	Método – 2540
DBO _{5,20} Total	1 e 2	Método – 5210-B
DBO _{5,20} Filtrada	1 e 2	Método – 5210-B
DQO Total	1 e 2	Método – 5220-B
DQO Filtrada	1 e 2	Método – 5220-B
Nitrogênio Total Kjeldahl	1, 2 e 3	Método – 4500-B
Nitrogênio Amoniacal	1 e 2	Método – 4500-B/C
Nitrito	2	Método – 4110-B
Nitrato	2	Método – 4110-B
Alcalinidade	1 e 2	Método – 2320-B
pH	1 e 2	Marca Prominent – modelo Dulcotes PHE-112
Oxigênio Dissolvido	2	Marca Prominent – modelo Dulctest DO ₂
Turbidez	2	Marca Hach – modelo 2100P

Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento “Lucas Nogueira Garcez” (LABSAN) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (PHA) da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP), obedecendo aos procedimentos da 21ª edição do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, de APHA, AWWA e WEF (2005).

4.5. PROCEDIMENTO DE PARTIDA DO SISTEMA

A fim de propiciar o aumento consistente da população, a proliferação dos microrganismos (biomassa) no interior dos reatores e a formação do biofilme, foi planejada uma etapa inicial de operação.

Dentre as várias estratégias de partida existentes, adotou-se operar o sistema por um período de tempo com um aumento gradual de carga orgânica volumétrica. À medida que o sistema respondia satisfatoriamente à carga orgânica aplicada, isto é, quando seu desempenho

atingia uma estabilidade operacional, principalmente quanto a eficiência de remoção de SST, DBO e DQO, uma carga mais alta era então aplicada.

Na prática estas variações de carga foram geradas por meio de aumentos crescentes na vazão afluente ao sistema, correspondendo a valores decrescentes de TDH, até atingir os valores desejados para a fase I do estudo, ou seja, um valor de TDH = 8 h, conforme apresentado.

Dessa forma, a partida do sistema foi efetuada com vazão afluente de aproximadamente 3,3 L/h. A partir daí a vazão foi aumentada em média 1 L/h a cada semana, até atingir, após aproximadamente cinco semanas, o valor de 8,3 litros/h (TDH=8h) definido para a fase I.

Durante esta etapa eram realizadas duas coletas semanais para determinar o momento em que o sistema entraria em equilíbrio. Este controle se deu através das mesmas variáveis que seriam utilizadas no decorrer da pesquisa. Admitiu-se que o sistema estava em equilíbrio quando as análises deixaram de apresentar grandes variações entre as coletas, o qual ocorreu por volta da quarta semana de partida, momento no qual o reator já apresentava boa estabilidade na remoção de SST, DBO. Dessa forma, em seguida, ao atingir a vazão de 8,3 litros/h, estes dados anteriores foram descartados e iniciou-se a coleta de dados das referidas fases I, II, III e IV.

Importante ressaltar que nas primeiras semanas de operação observou-se um desenvolvimento crescente de algas na superfície interna do acrílico do biofiltro aerado submerso. Com a finalidade de diminuir esta proliferação, os biofiltros foram envolvidos com papel alumínio, eliminando parcialmente a fonte de luz necessária ao desenvolvimento das algas e, dessa forma, elas foram controladas.

4.6. CONTROLE OPERACIONAL (LAVAGEM DO MEIO SUPORTE)

O principal processo de controle operacional do reator em estudo se refere à necessidade de lavagem do meio suporte para remoção do excesso de lodo. Dessa forma, neste estudo foi adotado como indicativo da necessidade de lavagem do meio suporte o parâmetro SST, sendo fixado um limite máximo de 20 mg/L para as fases I e II e 25 mg/L para as fases III e IV. Dessa forma, sempre que foi constatado valores de SST acima do adotado o processo de lavagem foi efetuado.

Estes valores foram adotados com base em testes realizados durante a fase inicial de partida do reator.

Nota-se que o valor de SST adotado como indicador da necessidade de lavagem foi maior (25% maior, ou seja, 5 mg/L) para as fases III e IV, isto devido a ser esperado um maior arraste de sólidos relacionado a uma maior velocidade de escoamento hidráulica aplicada nestas fases.

Com relação à sequência de operações necessárias para a realização do processo de lavagem do meio suporte, o seguinte foi estabelecido após testes na fase de partida do biofiltro:

1. Fechamento do registro de saída de efluente tratado;
2. Abertura do registro de ar para lavagem;
3. Manutenção durante quatro minutos de revolvimento do meio suporte com ar de lavagem visando uma taxa de aplicação superficial de ar de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{h}$;
4. Drenagem do reator através de registro de fundo;
5. Fechamento dos registros de ar de lavagem e de drenagem de fundo;
6. Abertura do registro de saída do efluente tratado.

Durante o processo de lavagem a entrada de esgoto decantado permaneceu aberta, ou seja, o processo de tratamento não parou durante a lavagem do meio suporte.

Ainda com relação ao controle operacional do processo de lavagem do meio suporte, para cada fase foi traçada uma correlação linear entre os parâmetros SST e Turbidez para que o controle desta operação pudesse ser efetuado através da medição local da Turbidez do efluente. Esta medida visa associar o processo de lavagem a uma variável de determinação instantânea, o que traz praticidade e possibilita a simplificação e/ou automação do processo de lavagem.

4.7. ANÁLISE DOS DADOS

Após a organização dos dados obtidos foi realizada a análise dos resultados através da utilização de análise estatística (média, desvio padrão, máxima e mínima) e gráficos de séries temporais, visando verificar e avaliar o comportamento das diversas variáveis monitoradas ao longo de todas as fases de operação do sistema de tratamento.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os dados obtidos durante as fases experimentais I, II, III e IV, considerando-se os parâmetros de interesse para avaliação do desempenho do sistema referentes ao controle operacional e à eficiência de conversão de matéria orgânica e nitrogênio. Dessa forma, as seções a seguir estão organizadas em: sólidos suspensos, matéria orgânica, compostos nitrogenados, pH e alcalinidade, produção de lodo e, por último, os resultados de controle operacional do processo de lavagem do meio suporte.

5.1. SÓLIDOS SUSPENSOS (SST, SSF, SSV)

Nessa seção serão apresentados os resultados referentes ao monitoramento das concentrações de sólidos suspensos no afluente e no efluente em cada fase do estudo.

Assim, nas Tabelas 8 a 11 são apresentados os resultados de SST, SSF e SSV no esgoto afluente e efluente, além das eficiências de remoção, para cada fase do estudo.

Tabela 8 – Resultados da série de sólidos suspensos ao longo da Fase I (TDH=8h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
SST (mg/L)	18	79 94	11 66	18	12,9 24,0	8,0 4,3	84%
SSF (mg/L)	18	7 10	2 4	18	1,3 4,1	1,2 0,3	80%
SSV (mg/L)	18	72 86	10 60	18	11,6 23,3	7,4 4,0	84%

Tabela 9 – Resultados da série de sólidos suspensos ao longo da Fase II (TDH=14h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
SST (mg/L)	16	64 84	10,6 45	18	13,7 23,0	5,7 5	79%
SSF (mg/L)	16	5 9	1,9 1	18	1,2 2,7	0,9 0	77%
SSV (mg/L)	16	59 76	10,4 42	18	12,6 20,3	5,0 5	78%

Tabela 10 – Resultados da série de sólidos suspensos ao longo da Fase III (TDH=10h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
SST (mg/L)	14	88,0 104,0	12,6 63,0	15	24,8 41,0	6,3 14,0	72%
SSF (mg/L)	14	6,6 8,0	1,6 4,0	15	2,3 4,0	1,0 0,9	65%
SSV (mg/L)	14	81,4 96,0	11,7 58,0	15	22,8 37,3	5,5 13,1	72%

Tabela 11 – Resultados da série de sólidos suspensos ao longo da Fase IV (TDH=6h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
SST (mg/L)	20	82 113	14,7 46,0	20	20,4 37,5	8,8 6,7	75%
SSF (mg/L)	20	8 14	2,4 4,0	20	1,8 4,0	1,0 0,3	76%
SSV (mg/L)	20	74 99	13,1 42,0	20	18,7 33,5	8,0 5,0	75%

Ao analisar os resultados, nota-se que não ocorreram variações significativas nas concentrações de sólidos suspensos e suas respectivas frações no afluente nas fases I, III e IV. A exceção foi a fase II, aonde a concentração média de SST afluente ficou em 64 mg/L, enquanto nas outras três fases este valor ficou mais próximo de 80 mg/L, quase 30% acima.

Com relação aos valores de sólidos suspensos obtidos no efluente nas quatro fases, observa-se que os valores médios das fases I e II foram similares, com ambos ficando próximo de 13 mg/L, enquanto nas fases III e IV os valores ficaram entre 20 e 25 mg/L.

Na sequência, as Figuras 6 a 9 apresentam a variação dos resultados de SST e SSV ao longo do tempo para cada fase de operação.

Figura 7 – Variação de SST no afluente e no efluente ao longo da Fase I (TDH=8h).

Figura 8 – Variação de SST no afluente e no efluente ao longo da Fase II (TDH=14h).

Figura 9 – Variação de SST no afluente e no efluente ao longo da Fase III (TDH=10h).

Figura 10 – Variação de SST no afluente e no efluente ao longo da Fase IV (TDH=6h).

De maneira geral, verifica-se que as concentrações de SST efluente nas fases III e IV foram consideravelmente maiores em comparação às fases I e II. Esse aumento dos valores de SST no efluente das fases III e IV eram esperados e confirmam o maior arraste de sólidos no efluente nas fases com recirculação, aonde a velocidade de escoamento hidráulico foi elevada até aproximadamente 1 m/h, enquanto nas outras sem recirculação a velocidade de escoamento ficou próxima de 0,1 m/h.

No entanto, conforme observado, o biofiltro estudado demonstrou desempenho satisfatório com relação à remoção de sólidos suspensos ao longo de todas as fases de operação, sendo possível observar um efluente com concentrações médias de SST abaixo de 25 mg/L em todas as fases, com eficiências de remoção de SST de 84%, 79%, 72% e 75% para as fases I, II, III e IV, respectivamente.

Esta alta eficiência de remoção de sólidos suspensos no reator biológico demonstra a capacidade física de retenção de sólidos suspensos promovida pelo meio suporte (biomídias) utilizado no biofiltro aerado submerso em estudo. Dessa forma, mesmo as biomídias sendo um meio suporte de alta porosidade (>85%), foi possível obter baixas concentrações de SST no efluente do reator biológico, dispensando a necessidade de decantador secundário.

Ressalta-se que, nas Figuras 6 a 9, pode-se observar também o efeito do processo de lavagem, uma vez que conforme apresentado anteriormente, assim que o valor de SST no efluente atingiu concentração acima de 20 mg/L para as fases I e II e 25 mg/L para as fases III e IV foi realizada a operação de lavagem do meio suporte.

5.2. MATÉRIA ORGÂNICA (DBO_{5,20} E DQO)

Nessa seção serão apresentados os resultados referentes ao monitoramento das concentrações de matéria orgânica, medidos através dos parâmetros DQO e DBO (total e filtrada), no afluente e no efluente em cada fase do estudo.

Dessa forma, nas Tabelas 12 a 15 são apresentados os resultados de monitoramento dessas variáveis no esgoto afluente e efluente, além das eficiências de remoção, para cada fase do estudo.

Tabela 12 – Resultados de DBO_{5,20} e DQO ao longo da Fase I (TDH=8h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
DBO Total (mg/L)	12	231 273	33 190	12	25 34	6 17	89%
DBO Filtrada (mg/L)	12	128 190	31 102	12	15 19	2 12	88%
DQO Total (mg/L)	12	424 519	54 342	12	61 82	10 45	86%
DQO Filtrada (mg/L)	12	272 319	30 219	12	32 44	7 24	88%

Tabela 13 – Resultados de DBO_{5,20} e DQO ao longo da Fase II (TDH=14h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
DBO Total (mg/L)	13	224 280	29,4 180	12	20 46	10 10	91%
DBO Filtrada (mg/L)	13	156 200	25,2 110	12	6 17	4 3	96%
DQO Total (mg/L)	13	426 591	88,8 300	12	64 76	10 49	85%
DQO Filtrada (mg/L)	13	312 435	71,6 210	12	45 54	6 37	86%

Tabela 14 – Resultados de DBO_{5,20} e DQO ao longo da Fase III (TDH=10h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
DBO Total (mgO ₂ /L)	10	249 330	32,6 214	10	27 45	8,7 14	89%
DBO Filtrada (mgO ₂ /L)	10	167 200	19,9 140	10	6 22	5,6 2	96%
DQO Total (mgO ₂ /L)	10	456 624	65,0 403	10	82 120	21,9 45	82%
DQO Filtrada (mgO ₂ /L)	10	316 380	32,7 280	10	52 71	12,8 20	83%

Tabela 15 – Resultados de DBO_{5,20} e DQO ao longo da Fase IV (TDH=6h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
DBO Total (mgO ₂ /L)	12	228 286	36 180	12	25 33	5 16	89%
DBO Filtrada (mgO ₂ /L)	12	126 161	22 90	12	11 22	6 4	92%
DQO Total (mgO ₂ /L)	12	436 598	72 380	12	65 90	20 40	85%
DQO Filtrada (mgO ₂ /L)	12	302 400	54 200	12	34 67	19 14	89%

Ao observar os resultados, percebe-se que não ocorreram variações significativas nas concentrações de DBO_{5,20} e DQO no afluente ao longo de todas as fases de operação. As concentrações médias de DBO Total, DBO Filtrada, DQO Total e DQO Filtrada afluente ao

sistema ficaram entre 228-249 mg/L, 126-167 mg/L, 424-456 mg/L e 272-316 mg/L, respectivamente, considerando-se todas as fases de operação.

Com relação aos valores obtidos no efluente nas quatro fases de operação, o biofiltro apresentou desempenho satisfatório, sendo possível observar um efluente com concentrações médias de DBO Total e DQO Total abaixo de 27 mg/L e 82 mg/L, respectivamente, considerando-se todas as fases de operação.

Na sequência as Figuras 10 a 17 apresentam a variação dos resultados de DQO e DBO (total e filtrada) ao longo do tempo para cada fase.

Figura 11 – Variação da DBO_{5,20} no afluente e no efluente ao longo da Fase I (TDH=8h).

Figura 12 – Variação da DQO no afluente e no efluente ao longo da Fase I (TDH=8h).

Figura 13 – Variação da DBO_{5,20} no afluente e no efluente ao longo da Fase II (TDH=14h).

Figura 14 – Variação da DQO no afluente e no efluente ao longo da Fase II (TDH=14h).

Figura 15 – Variação da DBO_{5,20} no afluente e no efluente ao longo da Fase III (TDH=10h).

Figura 16 – Variação da DQO no afluente e no efluente ao longo da Fase III (TDH=10h).

Figura 17 – Variação da DBO_{5,20} no afluente e no efluente ao longo da Fase IV (TDH=6h).

Figura 18 – Variação da DQO no afluente e no efluente ao longo da Fase IV (TDH=6h).

Com relação à eficiência de remoção de compostos orgânicos, pode-se afirmar, com base nos dados apresentados, que os resultados obtidos apresentam um grau satisfatório para todos os regimes de operação estudados, sendo observadas remoções médias de DBO Total e DQO Total próximas de 90% e 85%, respectivamente, considerando-se todas as fases de operação.

Os baixos valores obtidos para DBO e DQO (filtradas) em todas as fases de operação permitem constatar a efetiva remoção de matéria orgânica coloidal via atividade biológica, somando-se a retenção física de sólidos suspensos proporcionada pelo meio suporte.

Com relação à recirculação do efluente tratado, não foi observada diferença considerável entre as fases I e II (sem recirculação) e III e IV (com recirculação).

Ainda com relação aos compostos orgânicos, após a obtenção das concentrações de DBO e DQO afluentes ao biofiltro, foi possível calcular as cargas orgânicas volumétrica e superficial aplicadas em cada etapa, sendo estas apresentadas na Tabela 16.

Tabela 16 – Valores médios de cargas orgânicas aplicadas no biofiltro em estudo.

Parâmetro	Unidade	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
Carga orgânica volumétrica (COV)	kgDBO/m ³ .dia	0,7	0,4	0,6	0,9
	kgDQO/m ³ .dia	1,3	0,7	1,1	1,7
Carga orgânica superficial (COS)	gDBO/m ² .dia	1,1	0,6	0,9	1,4
	gDQO/m ² .dia	2,0	1,1	1,7	2,7

Analisando os valores das cargas aplicadas, observa-se que esses valores estão abaixo do recomendado na literatura para operação de biofiltros aerados submersos visando apenas remoção de matéria orgânica. Alguns autores, como Jordão e Pessoa (2014), recomendam uma carga orgânica volumétrica (COV) abaixo de 4 kgDBO/m³.dia e uma carga orgânica superficial (COS) abaixo de 15 gDBO/m².dia.

No entanto, ressalta-se que, no caso de operação visando à remoção de matéria orgânica e nitrificação no mesmo reator, outros autores, como Mota & von Sperling (2009) e Metcalf & Eddy (2004), sugerem aplicação de uma carga orgânica volumétrica abaixo de 0,3 kgDBO/m³.dia e de 1 kgDQO/m³.dia.

Nesse caso, as cargas orgânicas aplicadas ficaram acima do recomendado por estes autores para ocorrência de nitrificação em todas as fases, a exceção da fase II, aonde a carga volumétrica em termos de DBO ficou ligeiramente acima do recomendado e, em termos de DQO, ficou dentro do recomendado.

5.3. NITROGÊNIO (NTK, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻)

Nessa seção serão apresentados os resultados referentes ao monitoramento das concentrações de compostos nitrogenados, medidos através dos parâmetros NTK, NH₄⁺, NO₂⁻ e NO₃⁻, no afluente e no efluente em cada fase do estudo.

Dessa forma, nas Tabelas 17 a 20 são apresentados os resultados desses parâmetros no esgoto afluente e efluente, além das eficiências de remoção, para cada fase do estudo.

Tabela 17 – Resultados de NTK, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- ao longo da Fase I (TDH=8h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
N-NTK (mgN/L)	12	69 81	6 62	12	40 48	4,3 35,1	42%
N- NH_4^+ (mgN/L)	12	59 67	6 50	12	33 40	4,1 28,0	45%
N- NO_2^- (mgN/L)		-		18	4 14	4,8 0,2	-
N- NO_3^- (mgN/L)		-		18	6 26	8,4 0,4	-

Tabela 18 – Resultados de NTK, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- ao longo da Fase II (TDH=14h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
N-NTK (mgN/L)	13	68 76	7,0 53	12	16 41	12 5	76%
N- NH_4^+ (mgN/L)	13	58 65	5,0 47	12	10 27	9 1	83%
N- NO_2^- (mgN/L)		-		18	1,0 8,2	2 0	-
N- NO_3^- (mgN/L)		-		18	35,3 60,0	20 1	-

Tabela 19 – Resultados de NTK, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- ao longo da Fase III (TDH=10h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
N-NTK (mgN/L)	12	62 72	7 52	12	32 44	8 18	49%
N- NH_4^+ (mgN/L)	12	52 59	5 44	12	27 39	9 14	49%
N- NO_2^- (mgN/L)		-		12	0,4 1,0	0,3 0,0	-
N- NO_3^- (mgN/L)		-		12	14,4 23,0	7,3 0,5	-

Tabela 20 – Resultados de NTK, NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- ao longo da Fase IV (TDH=6h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
N-NTK (mgN/L)	16	59 76	7 42	16	34 58	13 19	43%
N-NH_4^+ (mgN/L)	16	51 60	6 36	16	21 53	11 11	59%
N-NO_2^- (mgN/L)		-		17	0,5 1,2	0,2 0,2	-
N-NO_3^- (mgN/L)		-		17	9,5 23,3	7,5 0,4	-

Ao observar os resultados para os compostos nitrogenados, percebe-se que, a exemplo dos resultados obtidos para sólidos suspensos e matéria orgânica, não ocorreram variações significativas nas concentrações de NTK e NH_4^+ no afluente ao longo de todas as fases de operação. De forma geral, as concentrações médias de NTK e NH_4^+ afluente ao sistema ficaram entre 59-69 mgN/L e 51-59 mgN/L, respectivamente, considerando-se todas as fases de operação.

Com relação aos valores obtidos no efluente nas quatro fases de operação, o biofiltro não apresentou desempenho estável e satisfatório para o processo de nitrificação ao longo das fases I, III e IV. Nestas três fases o processo de nitrificação ocorreu com baixa eficiência e de forma instável ao longo do estudo. Apenas na fase II foi possível observar o processo de nitrificação ocorrendo de forma mais consistente, porém também de forma parcial.

Na sequência as Figuras 18 a 21 apresentam a variação dos resultados de NTK, NO_2^- e NO_3^- ao longo do tempo para cada fase.

Figura 19 – Variação de NTK, NO_2^- e NO_3^- ao longo da Fase I (TDH=8h).

Figura 20 – Variação de NTK, NO_2^- e NO_3^- ao longo da Fase II (TDH=14h).

Figura 21 – Variação de NTK, NO_2^- e NO_3^- ao longo da Fase III (TDH=10h).

Figura 22 – Variação de NTK, NO_2^- e NO_3^- ao longo da Fase IV (TDH=6h).

As eficiências médias de remoção de N-NTK obtidas foram de 42%, 76%, 49% e 43%, para as fases I, II, III e IV, respectivamente. O nitrato formado apresentou concentrações médias de 6,0 mgN/L, 35,3 mgN/L, 14,4 mgN/L e 9,5 mgN/L, para as fases I, II, III e IV, respectivamente.

Conforme observado, apenas na fase II o processo de nitrificação ocorreu com eficiência considerável. Nas séries temporais de variação dos compostos nitrogenados nesta

fase observa-se que, exceto o período final de operação, a nitrificação ocorreu de forma praticamente completa durante um bom período de operação nesta fase.

Ainda com relação aos compostos nitrogenados, após a obtenção das concentrações de N-NTK afluente ao biofiltro, foi possível calcular as cargas nitrogenadas volumétrica e superficial aplicadas em cada etapa, sendo estas apresentadas na Tabela 21.

Tabela 21 – Valores médios de cargas nitrogenadas aplicadas no biofiltro em estudo.

Parâmetro	Unidade	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
Carga nitrogenada volumétrica	kgN/m ³ .dia	0,2	0,1	0,1	0,2
Carga nitrogenada superficial	gN/m ² .dia	0,3	0,2	0,2	0,4

Analizando os valores das cargas aplicadas, observa-se que esses valores estão próximos do recomendado na literatura para operação de biofiltros aerados submersos visando a nitrificação. Assim, Mota & Von Sperling (2009), por exemplo, recomendam uma carga nitrogenada volumétrica abaixo de 0,2 kgN/m³.dia.

Nesse caso, as cargas nitrogenadas aplicadas ficaram dentro do recomendado para a nitrificação. No entanto, uma vez que as cargas orgânicas volumétricas ficaram bem acima do recomendado para nitrificação, conforme citado anteriormente, por Mota & von Sperling (2009), nas fases I, III e IV, o desenvolvimento de microrganismos heterotróficos foi favorecido, demonstrando ser necessário reduzir essa carga quando se objetiva a nitrificação, para que o volume adicional de biofiltro proporcione o estabelecimento dos microrganismos nitrificantes nas camadas finais do meio suporte, como ocorreu na fase II.

5.4. PH E ALCALINIDADE

Nessa seção serão apresentados os resultados referentes ao monitoramento do pH e da alcalinidade total no afluente e no efluente em cada fase do estudo.

Dessa forma, nas Tabelas 22 a 25 são apresentados os resultados desses parâmetros no esgoto afluente e efluente para cada fase do estudo. Na sequência, as Figuras 22 a 29 apresentam a variação dos resultados de pH e alcalinidade ao longo do tempo para cada fase.

Tabela 22 – Resultados de pH e alcalinidade ao longo da Fase I (TDH=8h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
pH	18	7,2 7,7	0,3 6,7	18	6,8 7,3	0,4 5,9	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	18	275 368	80 132	18	146 330	92 18	47%

Tabela 23 – Resultados de pH e alcalinidade ao longo da Fase II (TDH=14h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
pH	13	7,2 8,0	0,4 6,8	13	7,0 7,9	0,8 5,2	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	13	517 820	142,9 390	13	254 916	270 2	51%

Tabela 24 – Resultados de pH e alcalinidade ao longo da Fase III (TDH=10h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
pH	12	6,9 7,3	0,2 6,6	12	7,0 7,5	0,4 6,1	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	12	223 260	21,9 180	12	122 218	47,5 50	45%

Tabela 25 – Resultados de pH e alcalinidade ao longo da Fase IV (TDH=6h).

Parâmetro	Afluente			Efluente			Remoção (%)
	n	Média Máx.	D.P. Mín.	n	Média Máx.	D.P. Mín.	
pH	17	6,9 7,2	0,2 6,3	17	6,6 7,3	0,6 4,8	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	17	192 236	23,9 150,0	17	90 180	51,8 6	53%

Figura 23 – Variação do pH ao longo da Fase I (TDH=8h).

Figura 24 – Variação da alcalinidade ao longo da Fase I (TDH=8h).

Figura 25 – Variação do pH ao longo da Fase II (TDH=14h).

Figura 26 – Variação da alcalinidade ao longo da Fase II (TDH=14h).

Figura 27 – Variação do pH ao longo da Fase III (TDH=10h).

Figura 28 – Variação da alcalinidade ao longo da Fase III (TDH=10h).

Figura 29 – Variação do pH ao longo da Fase IV (TDH=6h).

Figura 30 – Variação da alcalinidade ao longo da Fase IV (TDH=6h).

Pode-se observar que o pH afluente se manteve entre 6,3 e 8,0. Em relação ao pH nos efluentes finais do biofiltro, nota-se que em alguns momentos este chegou a valores abaixo de 5.

Com relação à alcalinidade, observou-se uma concentração relativamente baixa para o afluente, o que explica as quedas bruscas de pH em momentos em que a nitrificação ocorreu de forma mais acentuada, consumindo quase toda a alcalinidade presente.

Dessa forma, na fase II, aonde a nitrificação ocorreu de forma mais consistente desde o início, optou-se por adicionar alcalinidade (bicarbonato de sódio) no afluente ao biofiltro de forma a elevar este parâmetro para um valor próximo de 500 mgCaCO₃/L, visando promover maior proteção a operação.

Observa-se na Figura 25 que, em certos momentos, a alcalinidade na saída foi maior do que na entrada, o que pode ser explicado pelo fato de o alcalinizante ter sido dosado na saída do decantador primário, local que possui pouca mistura. Dessa forma, em certos momentos o bicarbonato pode ter se misturado de forma mais eficiente apenas ao entrar no biofiltro, ou seja, após o ponto de coleta do afluente.

5.5. CONTROLE OPERACIONAL (LAVAGEM DO MEIO SUPORTE)

Com relação ao controle operacional do processo de lavagem do meio suporte, do longo deste estudo, visando trazer mais praticidade a este processo através da possibilidade de identificação da necessidade de lavagem do meio suporte através de um parâmetro de medição instantânea, foram efetuadas análises de regressão linear via gráfico de dispersão entre os parâmetros SST e Turbidez para cada fase de operação. Estas análises são apresentadas nas Figuras 30 a 33.

Figura 31 – Regressão linear via gráfico de dispersão dos parâmetros Turbidez e SST na Fase I (TDH=8h).

Figura 32 – Regressão linear via gráfico de dispersão dos parâmetros Turbidez e SST na Fase II (TDH=14h).

Figura 33 – Regressão linear via gráfico de dispersão dos parâmetros Turbidez e SST na Fase III (TDH=10h).

Figura 34 – Regressão linear via gráfico de dispersão dos parâmetros Turbidez e SST na Fase IV (TDH=6h).

Dessa forma, observando-se a boa correlação apresentada entre os parâmetros SST e Turbidez, a utilização da Turbidez como parâmetro instantâneo, de campo, para determinação, simplificação e automação do momento de lavagem do meio suporte demonstrou-se viável ao longo de todas as fases de operação do presente estudo. Isto demonstra que a operação de lavagem do meio para remoção do lodo em excesso pode ser automatizada com relativa simplicidade, através do uso de sensor de turbidez na saída do efluente final.

Ainda com relação ao controle operacional do processo de lavagem para remoção do excesso de lodo, o intervalo médio entre lavagens para cada fase de operação é apresentado na Tabela 26.

Tabela 26 – Valores médios de intervalo entre lavagens do meio suporte.

Parâmetro	Unidade	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
Intervalo entre lavagens	dias	11	18	12	11

Dessa forma, conforme observado, os intervalos entre os ciclos de limpeza foram prolongados, também demonstrando a simplicidade operacional do sistema. Este intervalo prolongado se atribui principalmente pela característica de alta porosidade do meio suporte utilizado, o que proporciona maior capacidade de retenção de sólidos, além das baixas cargas orgânicas aplicadas.

Ressalta-se também que o biofiltro estudado se demonstrou auto-limpante, uma vez que a operação de lavagem seguindo os passos citados anteriormente, com somente um ciclo, ou seja, sem o bombeamento de efluente tratado para execução de mais de um ciclo de limpeza, se demonstrou suficiente para remoção do excesso de lodo e limpeza do meio suporte.

5.6. PRODUÇÃO DE LODO

Para quantificar a produção de lodo, a cada lavagem do biofiltro uma amostra de lodo de lavagem foi retirada para a realização de ensaios de sólidos suspensos e suas frações. Dessa forma, os resultados médios obtidos ao longo do monitoramento do lodo gerado nas lavagens do meio suporte para cada fase de operação encontram-se na Tabela 27.

Tabela 27 – Resultados médios das análises de monitoramento do lodo de excesso.

Parâmetro	Unidade	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
SST	mg/L	1566	1396	1280	1462
SSV	mg/L	1410	1236	1144	1302
SSV/SST	%	90%	88%	89%	89%

Dessa forma, a partir dos valores de produção de lodo foi calculado o coeficiente de síntese celular observado (Y_{obs}) para cada fase do estudo, sendo estes valores apresentados na Tabela 28.

Tabela 28 – Valores de coeficiente de síntese celular observado (Y_{obs}) obtidos para cada fase de operação do BAS.

Parâmetro	Unidade	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
Y_{obs}	kgSSV/kgDBO _{removida}	0,32	0,32	0,33	0,30

Ressalta-se que a perda de SSV com o efluente final foi considerada na determinação do coeficiente de síntese celular observado (Y_{obs}).

A relação SSV/ SST mostrou predominância de quase 90 % de sólidos suspensos voláteis no lodo descartado nas lavagens do BAS ao longo de todas as fases, revelando uma grande proporção de sólidos suspensos voláteis presentes no lodo descartado, indicativo de um lodo pouco digerido.

Os valores de Y_{obs} ficaram na faixa inferior de variação para tratamento aeróbios, conforme citado por Jordão & Pessôa (2014).

No entanto, vale ressaltar que, apesar da eficiência da técnica de lavagem utilizada, permitindo que o biofiltro volte a funcionar adequadamente por um novo período de operação

com rapidez, a análise do material descartado pode não representar satisfatoriamente a produção de lodo do sistema.

Dessa forma, uma hipótese para os baixos valores de Y_{obs} seria que uma parcela considerável de biomassa aderida, principalmente a das biomédias localizadas na parte superior do meio suporte e em eventuais zonas mortas pode ter permanecido no próprio meio suporte, apesar da operação de lavagem, sendo eventualmente arrastada pra fora do sistema com o efluente nas primeiras horas após a volta à operação normal e/ou entrando em processo de decaimento endógeno.

Portanto, o material descartado representaria mais significativamente apenas a produção de lodo no fundo do reator, por onde entra o afluente, o que ajudaria a explicar também a alta porcentagem de SSV no lodo efluente, uma vez que os sólidos suspensos são, provavelmente, retidos de forma mais intensa na parte inicial do leito de meio suporte.

6. CONCLUSÃO

O principal resultado deste trabalho foi a confirmação da viabilidade técnica de emprego do biofiltro aerado submerso preenchido com biomídias no tratamento de esgoto doméstico, principalmente com relação à remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. As vantagens em termos operacionais, de geração de lodo e de espaço físico necessários para a implantação podem compensar outros quesitos, como o custo atual das biomídias, em comparação com outros sistemas.

Com relação à remoção de matéria orgânica, o BAS demonstrou bom desempenho em todas as fases de estudo, resultando em um efluente tratado com concentrações médias de $DBO_{5,20}$ abaixo de 30 mg/L, com uma eficiência de remoção de DBO próxima de 90% ao longo de toda a pesquisa.

Em termos de DQO, as concentrações médias ficaram abaixo de 82 mg/L, com uma eficiência de remoção de DQO próxima de 85% ao longo de todas as fases da pesquisa.

Já com relação ao processo de nitrificação, o biofiltro estudado apresentou nitrificação considerável na fase II, quase total em certos momentos, demonstrando a aptidão do processo para as situações em que se exige remoção de matéria orgânica e nitrificação. Nas fases I, III e IV, que operaram com menor TDH, a nitrificação não ocorreu de forma satisfatória, sendo que a recirculação não surtiu efeitos positivos no processo.

Em termos de sólidos suspensos, observa-se que os valores obtidos no efluente nas fases I e II foram similares, com ambos ficando próximo de 13 mg/L, enquanto nas fases III e IV os valores ficaram entre 20-25 mg/L. Dessa forma, verifica-se que as concentrações de SST efluente nas fases III e IV foram consideravelmente maiores em comparação às fases I e II. No entanto, observa-se que o biofiltro estudado demonstrou desempenho satisfatório com relação à remoção de sólidos suspensos ao longo de todas as fases de operação, sendo possível observar um efluente com concentrações médias de SST abaixo de 25 mg/L em todas as fases, com eficiências de remoção de SST de 84%, 79%, 72% e 75% para as fases I, II, III e IV, respectivamente.

Esta alta eficiência de remoção de sólidos suspensos no reator biológico demonstra a capacidade física de retenção de sólidos suspensos promovida pelas biomídias utilizadas no biofiltro aerado submerso em estudo. Assim, mesmo estas apresentando alta porosidade (>85%), foi possível obter baixas concentrações de SST no efluente do reator biológico, dispensando a necessidade de decantador secundário.

Com relação ao controle operacional do processo de lavagem, o intervalo necessário para a realização do processo de lavagem, de acordo com os processos definidos, foi consideravelmente prolongado ao longo de todas as fases do estudo, também demonstrando uma grande capacidade de retenção de sólidos no biofiltro estudado.

Além disso, o BAS estudado se demonstrou auto-limpante, de operação simples, através de um único ciclo, sem a necessidade reservatório de acúmulo de lodo para realização de mais de um ciclo de lavagem.

A utilização de correlação dos parâmetros SST e Turbidez para identificação em campo da necessidade de lavagem do meio suporte foi considerada viável, proporcionando maior praticidade e possibilidade de automação para realização deste processo.

Quanto à produção de lodo, o BAS estudado apresentou um coeficiente de síntese celular (Y_{obs}) próximo de $0,32 \text{ kgSSV/kgDBO}_{removida}$ para todas as fases de operação, valor considerado no limite inferior para sistemas aeróbios de acordo com alguns autores. No entanto, ressalta-se que esta produção baixa observada pode ter ocorrido devido à possível ineficiência do processo de lavagem.

Com relação à utilização de recirculação nas fases III e IV, esta operação não demonstrou vantagens com relação às fases sem recirculação. O aumento das cargas hidráulicas provocadas pelo aumento da vazão afluenta ao biofiltro não prejudicou nem beneficiou de forma significativa o desempenho do reator. A principal diferença foi a elevação da concentração de SST presente no efluente. No entanto, mesmo com essa elevação, o valor médio de SST nas fases III e IV se manteve abaixo de 25 mg/L .

Dessa forma, neste trabalho foi possível observar que a qualidade do efluente final e a estabilidade operacional do biofiltro aerado submerso preenchido com biomédias reforçam a condição desta unidade como alternativa viável a ser considerada na concepção de sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

7. RECOMENDAÇÕES

Com base na avaliação dos resultados e na experiência adquirida durante a operação e monitoramento do biofiltro, propõe-se algumas sugestões para futuras pesquisas:

- Avaliar o BAS com biomédias operando com maior altura da camada suporte (>2 metros) e maior relação H/D (>10);
- Prever dispositivo para coleta de uma parcela do material suporte em diferentes alturas para quantificação da biomassa aderida;
- Realizar perfil de concentração de alguns parâmetros para o efluente final, como SST, DBO, DQO, NTK, NO_2^- e/ou NO_3^- , ao longo das horas que se seguem após o processo de lavagem do meio suporte;
- Prever dispositivo para coleta de efluente em diferentes alturas para verificar as condições de gradiente de concentrações de matéria orgânica e nitrogênio;
- Realização de ensaios hidrodinâmicos com o objetivo de detectar a ocorrência de curtos-circuitos e de zonas mortas;
- Operar visando apenas remoção de matéria orgânica;
- Operar visando a nitrificação terciária;
- Avaliar a adição de polimento final, visando reuso não potável, através de, por exemplo, filtração terciária e desinfecção.
- Verificar o efeito de taxas de aplicação hidráulica acima de 1 m/h;
- Estudar a cinética de remoção de matéria orgânica e de nitrificação para melhor entender os processos que ocorrem no biofiltro;
- Realizar estudos com água em biofiltros aerados submersos operando com biomédias em escala de bancada e piloto para obtenção de parâmetros de projeto, como a perda de carga e eficiência de transferência de oxigênio;
- Prever zona não aerada (anóxica) abaixo da entrada de ar e recirculação para avaliar ocorrência de desnitrificação;
- Avaliar a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea através do controle e manutenção do oxigênio dissolvido abaixo de 0,5 mg/L utilizando sistema de aeração intermitente automatizado;
- Quantificar o consumo de energia pelo sistema;
- Avaliar outros modelos de biomédias como meio suporte;
- Operação do biofiltro testando novos procedimentos de lavagem;

- Operação do sistema em fluxo descendente;
- Operação com esgoto afluyente não decantado, mas passando apenas por peneira fina, visando compactar ainda mais o sistema;
- Realizar estudo de viabilidade econômica de biofiltros preenchidos com biomídias.

REFERÊNCIAS

- ANDREOLI, C. V. *et al.* **Lodo de esgoto: tratamento e disposição final**. V. 6. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.
- AHN, Y. **Sustainable Nitrogen Elimination Biotechnologies: A Review**. *Process Biochemistry* 41.8, 1709-1721, 2006.
- APHA/AWWA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21^a ed., Washington DC. 2005.
- BORKAR, R.P. **Moving Bed Biofilm Reactor – A New Perspective in Wastewater Treatment**. *Journal Of Environmental Science, Toxicology And Food Technology*, v. 6, n. 6, p.15-21, 2013.
- DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR, G.L., BASSIN, J.P. **Processos biológicos avançados para tratamento de efluente e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro: Interciência. 2011.
- GEBARA, D. **Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizad no tratamento de esgoto sanitário**. São Paulo. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 400p, 2006.
- GIRALDO, E. *et al.* **Presence and Significance of Anammox spcs and Ammonia Oxidizing Archea, AOA, in Full Scale Membrane Bioreactors for Total Nitrogen Removal**. *Proceedings Of The Water Environment Federation*, v. 2011, n. 1, p.510-519, jan. 2011.
- GODOY, T. G.. **Biofiltro Aerado Submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB, sob condições hidráulicas desfavoráveis .- Estudo em escala real**. São Carlos. Dissertação (Mestrado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 177 p, 2007.
- GONÇALVES, R. F.; ROGALLA, F. **Continuous biological phosphorus removal in a biofilm reactor**. *Water Science And Technology*, vol. 26, n. 9-11, p. 2027–2030, 1992.
- GONÇALVES R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; NETO, C.O.A.; SOBRINHO, P.A.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. Cap. 4: **Pós-tratamento de efluentes de**

reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In. CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte, 544 p, 2001.

GULLICKS, H. *et al.* **Biofilm Fixed Film Systems.** *Water*, v. 3, n. 4, p.843-868, 9 set. 2011.

IWAI, S.; KITAO, T. **Wastewater treatment with microbial films.** Lancaster USA: Technomic Publishing Company, 183 p., 1994.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 7º Ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KULKARNI, P.. **Nitrophenol removal by simultaneous nitrification denitrification (SND) using *T. pantotropha* in sequencing batch reactors (SBR).** *Bioresource Technology*, v. 128, p.273-280, jan. 2013.

MADIGAN *et al.* **Microbiologia de Brock.** 12a ed., Artmed, Porto Alegre. 2010.

MAKSIMOVA, Y. G.. **Microbial biofilms in biotechnological processes.** *Applied Biochemistry and Microbiology*, v. 50, n. 8, p.750-760, nov.2014.

MCQUARRIE, James P; BOLTZ, Joshua P. **Moving Bed Biofilm Reactor Technology: Process Applications, Design, and Performance.** *Water Environment Research*, v. 83, n. 6, p.560-575, 1 jun. 2011.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse.** 4th edition. McGraw-Hill, New York, 2004.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and resource recovery.** 5th edition. McGraw-Hill, New York, 2013.

MINEGATTI, D. V. **Caracterização dos Parâmetros de Controle e Avaliação de Desempenho de um Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR),** Dissertação de mestrado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, 2008.

PIVELI, R. P.;KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos.** São Paulo: ABES, 2006

PRAMANIK, B. K. *et al.* **Biological aerated filters (BAFs) for carbon and nitrogen removal: a review.** Journal of Engineering Science and Technology, v. 7, n. 4, p. 428-446, 2012.

PUJOL, R., CANLER, J.P. E IWEMA, A. **Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process** - Water Science And Technology, vol. 26, n. 3/4, p. 693 – 702, 1992.

PUJOL, R; LEMMEL, H; GOUSAILLES, M. **A keypoint of nitrification in an upflow biofiltration reactor.** Water Science And Technology, v. 38, n. 3, p.43-49, 1998.

ØDEGAARD, H.. **Innovations in wastewater treatment: the moving bed biofilm process.** Water Science And Technology, v. 53, n. 9, p.17-33, 2006.

ØDEGAARD, H. *et al.* **Separation of Biomass From Moving Bed Biofilm Reactors (MBBRs).** Proceedings Of The Water Environment Federation, v. 2010, n. 7, p.212-233, jan. 2010.

RUSTEN, Bjorn *et al.* **Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors.** Aquacultural Engineering, v. 34, n. 3, p.322-331, 2006.

RUSTEN, B.; STANG, P.; ROGNE, E.; SILJUDALEN, J.; MARCOLINI, L. **Development of a Compact, Cost Effective, and Energy Efficient Biofilm Reactor for Wastewater Treatment and Effluent Reuse.** Proceedings Of The Water Environment Federation, v. 2011, n. 11, p.5222-5235, 1 jan. 2011.

SANT'ANNA JR., G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** 2ª 2ed., Rio de Janeiro: Interciência. 2013.

TSCHUI, M.; BOLLER, M.; GUJER, W.; EUGSTER, J., MADER, C. **Tertiary nitrification in aerated biofilm reactors.** Proceedings of the European Water Filtration Congress, Osted, Belgium, March 15-16, 1993.

VAN HAANDEL, A; KATO, M; VON SPERLING, M. Remoção biológica de nitrogênio: aplicações para sistema de lodos ativados. In: MOTA, S. B.; VON SPERLING, M (org). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** ABES, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos de tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA - UFMG - 211p, 2011.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. V. 4. 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2012.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. V. 1. 4 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

WEF. **Biofilm reactors**. WEF Manual of Practice No. 35, Water Environment Federation, Alexandria, 2011.

YAN, L. *et al.* **Simultaneous nitrification and denitrification by EPSs in aerobic granular sludge enhanced nitrogen removal of ammonium-nitrogen-rich wastewater**. Bioresource Technology, v. 202, p.101-106, fev. 2016.