

UNIVERSIDADE DO ESTADO DO AMAZONAS – UEA
ESCOLA SUPERIOR DE TECNOLOGIA – EST
CURSO DE ENGENHARIA QUÍMICA

LUCAS ALVES DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE SISTEMA MBBR EM ESCALA
PILOTO**

MANAUS

2019

LUCAS ALVES DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE SISTEMA MBBR EM ESCALA
PILOTO**

**Monografia apresentada ao Curso de Graduação
em Engenharia Química da Escola Superior de
Tecnologia da Universidade do Estado do Amazonas,
para obtenção do título de Bacharel em Engenharia
Química.**

Orientador: Professora Dra. Érica Simplício Souza (Doutora)

Coorientador: Professor Dr. Bayardo Andres Dupotey Ribas (Doutor)

MANAUS

2019

LUCAS ALVES DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE SISTEMA MBBR EM ESCALA
PILOTO**

**Monografia de Conclusão de Curso para obtenção do título de Engenheiro, Habilitação em
Engenharia Química – Escola Superior de Tecnologia, Universidade do Estado do
Amazonas**

Banca Examinadora:

.....
Prof. Dr. Érica Simplício de Souza – Orientador

.....
Aline Gabriela Castro da Silva – Águas de Manaus

.....
Profa. Dra. Regina Yanako Moriya – UEA

Conceito:

Manaus, 29 de Novembro de 2019.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à Deus, minha Mãe, meu Pai, minhas irmãs, namorada e amigos. Vocês formaram o ser humano que sou!! Amo cada um de vocês.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus, seja qual for, pois sem Ele, nossa existência não seria possível.

À minha família, por serem a base de tudo o que sou e tudo o que serei. Obrigado minhas irmãs Thais e Amanda. Um agradecimento extremamente especial e com amor à minha Mãe e meu Pai, por tudo que eles passaram e se esforçaram para que eu tivesse as oportunidades que tenho hoje. Agradeço do fundo do meu coração, e sei que tudo o que conquistei hoje foi graças a vocês!

À Sara, que me ajuda praticamente diariamente na vida. Obrigado por toda ajuda que me proporcionou durante esses 5 anos que estamos juntos, e claro, também obrigado pela ajuda no meu TCC! Sem você não seria metade da pessoa que sou atualmente, e por isso serei eternamente grato meu amor. Amo você, minha incrível namorada!

À minha orientadora Érica e Coorientador Bayardo, que me ajudaram nessa longa e cansativa, porém gratificante, trajetória que é o último ano de Engenharia. Ao Professor Clairon, que gastou tanta energia dirigindo de justa a trajetória do nosso curso de Engenharia Química da UEA ... realmente uma pessoa formidável!

Agradeço as grandes amizades que conquistei durante toda minha vida. Agradeço ao Fábio, Gabriel e Victor, amizade que já dura uma década, e que assim tenho certeza que continuará, não importa o caminho que cada um tome. Vocês são demais!

Às amizades conquistadas na faculdade. Agradeço a Beatriz, por estar desde o início do curso de Engenharia Química comigo, seja estudando, sofrendo (e muito!), rindo, viajando... foi muito coisa pelo que já passamos, mas aqui estamos, já na beirada da nossa formatura! Ah, e claro, obrigado por ser minha “Agenda Ambulante” me lembrando de datas, entregas de documentos, trabalhos e outras coisas. Obrigado por tudo, de verdade!

À Gil, grande Gil, que com seu bom humor sempre agradava os dias e aliava a tensão da rotina. Te agradeço demais por fazer parte da minha rotina. Claro, agradeço a todos que fizeram parte da minha vida: Vitória, Rodrigo, Leandro, Juliene ... são tantas pessoas que contribuíram de forma especial que é impossível citar todas aqui. Mas vai aqui um agradecimento a todos vocês!!

RESUMO

Cada vez mais a área de tratamento de efluentes vem se desenvolvendo visando a universalização do saneamento básico. Um dos resultados deste desenvolvimento é a criação da tecnologia MBBR (*Moving Bed Biofilm Reactor*), reator de leito móvel que utiliza biomassa aderida para tratamento de efluentes. Este estudo visou avaliar a capacidade de remoção de matéria orgânica de um efluente sintético por meio da tecnologia MBBR, operando com biomédias utilizadas em ETEs de Manaus e nas condições climáticas do município. Com isso, buscou-se avaliar: a qualidade dos meios suportes; a eficiência de remoção de matéria orgânica em condições ambientais do município de Manaus; e, por fim, a facilidade de adaptação e otimização de reatores de lodos ativados utilizando-se leito móvel. Para isso, foi realizado experimento com duração de 40 dias em reator de em escala piloto de lodos ativados, com pequenas modificações para recebimento do meio suporte. Operou-se o reator biológico com OD médio de 3,4 mg/L, COV de 1,85 Kg DQO/m³.dia e COS de 5,91 g DQO/m².dia, valores obtidos empregando um efluente com DQO média de 1027 mg/L e vazão de 4,5 L/h. Ainda, o reator foi operado com fração de enchimento de 41 % do reator, o que corresponde à 24 L de meio suporte com 750m²/m³ de área protegida. Para diminuir o tempo de Start Up da planta, empregou-se biomédia com biofilme já formado. O reator apresentou remoção de matéria orgânica (DQO) satisfatório, obtendo-se uma eficiência média de 81,2 %, alcançando até 87 % no decorrer do experimento. Ainda, o efluente tratado apresentou boa qualidade estética, com diminuição da turbidez do efluente sintético bruto em 92,5 %. Foi mantido a boa formação de biofilme na biomédia durante o tempo proposto para o experimento. Ainda, a temperatura média no tanque de aeração foi de 26,8°C, estando em condições ótimas para reações bioquímicas de degradação biológica. Os resultados comprovaram a fácil adaptação da tecnologia MBBR em reatores lodos ativados já existentes, a boa qualidade do meio suporte utilizado e a aplicabilidade eficaz do sistema no município.

Palavras Chave: MBBR, Tratamento de Efluentes, Biomédia

ABSTRACT

Increasingly the area of wastewater treatment has been developing aiming at the universalization of basic sanitation. One result of this development is the creation of MBBR (Moving Bed Biofilm Reactor) technology, a moving bed reactor that uses adherent biomass for wastewater treatment. This study aimed to evaluate the capacity of organic matter removal from a synthetic effluent by means of MBBR technology, operating with biomedias used in Manaus WWTPs and in the climatic conditions of the municipality. Thus, we sought to evaluate: the quality of the media; the efficiency of organic matter removal under environmental conditions in the city of Manaus; and, lastly, the ease of adaptation and optimization of activated sludge reactors using a moving bed. For this, a 40-day experiment was carried out in an activated sludge pilot scale reactor, with minor modifications to receive the support medium. The biological reactor was operated with an average OD of 3.4 mg / L, VOC of 1.85 Kg COD / m³.day and COS of 5.91 g COD / m².day, values obtained using an effluent with an average COD of 1027 mg / L and flow rate of 4.5 L / h. Also, the reactor was operated with a 41% filling fraction of the reactor, which corresponds to 24 L of medium support with 750m² / m³ of protected area. To decrease the start up time of the plant, biomedias with biofilm already formed was used. The reactor presented satisfactory removal of organic matter (COD), obtaining an average efficiency of 81.2%, reaching up to 87% during the experiment. Still, the treated effluent showed good aesthetic quality, with a reduction of turbidity of the raw synthetic effluent by 92.5%. Good biofilm formation was maintained in the biomedias for the time proposed for the experiment. Also, the average temperature in the aeration tank was 26.8 ° C, being in optimal conditions for biochemical reactions of biological degradation. The results proved the easy adaptation of the MBBR technology in existing activated sludge reactors, the good quality of the support medium used and the effective applicability of the system in the municipality.

Key-words: MBBR, Effluent Treatment, Biomedias

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma típico do sistema de Lodos Ativados.....	18
Figura 2 - Representação esquemática do corte transversal de um Biofilme.....	22
Figura 3 - Exemplo de Biofilme formado em estrutura inerte	23
Figura 4 - Princípio de funcionamento da tecnologia MBBR.....	25
Figura 5 - Exemplos de Meio Suportes e especificações técnicas	26
Figura 6 – Diagrama P&ID da planta piloto utilizada.....	27
Figura 7 – Planta Piloto utilizada	28
Figura 8 - Vista frontal do Painel Elétrico.....	29
Figura 9 - Aparato para calibração do oxímetro.....	30
Figura 10 - Aparato para Calibração do sensor de temperatura	31
Figura 11 - Soluções tampão utilizadas para calibração.....	32
Figura 12 - Aparato para calibração do sensor de pH	32
Figura 13 - Linha do tempo: Marcos na operação da Planta Piloto	34
Figura 14 - Biomídia utilizada.....	36
Figura 15 - Meio suporte com Biofilme aderido empregado no experimento	36
Figura 16 - Localização geográfica da ETE Xingú	37
Figura 17 - Sensor de Oxigênio utilizado (Foto tirada durante teste do instrumento empregando água saturada com oxigênio)	39
Figura 18 - Medidor Multiparâmetro Empregado	40
Figura 19 - Turbidímetro utilizado	41
Figura 20 - Sensor de Temperatura Pt 100 empregado	42
Figura 21 - Reator para DQO utilizado durante análise	43
Figura 22 - Espectrofotômetro utilizado.....	43
Figura 23 - Amostra do Efluente Sintético preparado.....	49
Figura 24 - Evolução de turbidez e DQO durante operação da planta piloto.....	49
Figura 25 - Evolução do parâmetro oxigênio dissolvido no tanque de aeração ao longo período de operação.....	52
Figura 26 - Evolução da Temperatura no tanque de aeração durante experimento	53
Figura 27 - Evolução do pH no tanque de aeração durante experimento.....	53

Figura 28 - Evolução da Demanda Bioquímica de Oxigênio e Eficiência de remoção durante experimento	56
Figura 29 - Evolução Turbidez.....	57
Figura 30 - Melhoria estética do efluente tratado. À esquerda, encontra-se o efluente sintético bruto. À direita, o efluente tratado.....	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Condição de operação dos testes hidráulicos	33
Tabela 2 - Composição do efluente sintético simulando esgoto sanitário.....	37
Tabela 3 - Composição do substrato para a produção de 1 litro de efluente sintético	37
Tabela 4 - Concentração soluções de sais minerais usadas na composição do efluente sintético.	38
Tabela 5 - Parâmetros Analíticos a serem analisados por etapa de processo	38
Tabela 6 - Acompanhamento Analítico Experimental	39
Tabela 7 - Resultados analíticos do efluente sintético.....	48
Tabela 8 - Valores Médios dos Parâmetros de Controle Operacional.....	51
Tabela 9 - Resultados analíticos obtidos do Efluente e Afluente durante operação da planta	55

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

MBBR	<i>Moving Bed Biofilm Reactor</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SAT	Sólidos Aderidos Totais
OD	Oxigênio Dissolvido
COV	Carga Orgânica Volumétrica
COS	Carga Orgânica Superficial
η	Eficiência de Remoção
C_i	Concentração Inicial
C_f	Concentração Final
Q	Vazão
S	Concentração de Substrato
A	Área Superficial
α	Área Superficial Específica
TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica
FBA	Formação de Biomassa Aderida
T	Temperatura

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 SANEAMENTO BÁSICO E O TRATAMENTO DE ESGOTO	16
2.2 TRATAMENTO BIOLÓGICO	17
2.2.1 Mecanismos de Depuração Aeróbios e Anóxicos	19
2.2.2 O Biofilme	22
2.3 RMOVING BED BIOFILM REACTOR (MBBR)	23
2.3.1 Histórico da tecnologia	23
2.3.2 Princípio de Funcionamento	24
2.3.3 Meio Suporte	25
3 METODOLOGIA	27
3.1 DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO.....	27
3.2 CALIBRAÇÃO DOS INSTRUMENTOS DE MEDIÇÃO.....	29
3.2.1 Calibração do sensor de oxigênio dissolvido	29
3.2.2 Calibração do sensor de temperatura	30
3.2.3 Calibração do sensor de pH	31
3.4 DESCRIÇÃO OPERACIONAL DA PLANTA PILOTO.....	32
3.4.1 Testes Hidráulicos Preliminares	32
3.4.2 Operação da Planta de Tratamento	34
3.5 DESCRIÇÃO DO MEIO SUPORTE	35
3.6 EFLUENTE SINTÉTICO.....	37
3.7 MONITORAMENTO DE PARÂMETROS	38
3.7.1 Oxigênio Dissolvido	39
3.7.2 pH	40

3.7.3	Turbidez	40
3.7.4	Temperatura	41
3.7.5	Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	42
3.7.6	Análise de Sólidos Aderidos	43
3.8	CÁLCULOS	44
3.8.1	Eficiência de remoção	44
3.8.2	Carga Orgânica Volumétrica.....	45
3.8.3	Carga Orgânica Superficial.....	45
3.8.5	Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH).....	46
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1	PARÂMETROS ANALÍTICOS: EFLUENTE SINTÉTICO.....	48
4.2	PARÂMETROS OPERACIONAIS	50
4.2.1	Tanque de Aeração.....	51
4.2.2	Decantador Secundário	54
4.3	EFICIÊNCIA OPERACIONAL	55
4.3.1	Remoção de Matéria Orgânica	56
5	CONCLUSÕES.....	59
6	PERSPECTIVAS.....	58

1 INTRODUÇÃO

O saneamento básico acompanha a civilização por séculos. Sua criação remete-se à Antiguidade, onde a estruturação racional do pensamento greco-romano levou a criação de grandes obras de engenharia sanitária. Pode-se definir saneamento básico como um conjunto de ações que visa preservar ou modificar as condições do meio ambiente, a fim promover saúde para a população nele inserido. (LIMBERGER, 2012)

Então, tal atividade é essencial para a qualidade de vida individual e coletiva, além de contribuir para a atenuação de gastos envolvendo saúde pública: estima-se que para cada R\$ 1,00 gasto em saneamento, economiza-se R\$ 4,00 nos gastos com saúde pública. (LIMBERGER, 2012). Apesar de evidente importância, o Brasil ainda apresenta uma realidade precária de condições sanitárias, devido, entre outras coisas, ao baixo investimento no setor. (MELO, 2010)

Os dados relacionados ao déficit de saneamento básico no Brasil são alarmantes. Segundo o Plano Nacional de Saneamento Básico (HELLER, 2015), estima-se que, em 2010, cerca de 50,7% da população brasileira possuíam atendimento precário relacionado ao esgotamento sanitário e, ainda, 9,6% sequer eram contemplados com tal serviço. Tais dados representam milhões de brasileiros habitantes de localidades insalubres, expostos aos mais diversos riscos à saúde.

A cidade de Manaus conta com 69 estações de tratamento de esgoto, 49 estações elevatórias de recalque e 480 km de redes coletoras. Entretanto, tais instalações atendem apenas parcialmente a população manauara. (ÁGUAS DE MANAUS, 2019). Desse modo, vários bairros e comunidades, principalmente de baixa renda, estão continuamente submetidas a condições insalubres, além de contribuir com a poluição através do lançamento de esgoto não tratado.

Dessa forma, percebe-se a necessidade da universalização do acesso ao saneamento básico, o qual já é considerado pela Organização das Nações Unidas (ONU), como um “direito humano essencial para o pleno desfrute da vida e de todos os direitos humanos.” (ONU, 2010)

Sob a perspectiva brasileira, tem-se como maior desafio o rápido e desorganizado crescimento da região urbana, com infraestrutura de saneamento aquém do necessário. Ainda, observa-se a grande evolução da legislação ambiental à nível mundial. Essas leis tornam-se cada vez mais restritivas, requerendo tanto a remoção de poluentes orgânicos quanto de nutrientes em escalas cada vez maiores. (HELLER, 2015).

Com isso, torna-se essencial a busca por soluções de engenharia sanitárias compactas, flexíveis e eficientes. Assim, nesse contexto, a tecnologia *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR), criada em 1990 na Noruega, vem ganhando destaque por sua estabilidade, além de ser uma ótima alternativa de otimização de estações de lodos ativados já existentes. (RUSTEN, ODD e ODEGAARD, 1997)

O Sistema MBBR trata-se de biorreatores de mistura completa com leito móvel. Este é composto por pequenas peças plásticas de alta mobilidade, denominada biomídia. Há vários modelos no mercado, cada uma possuindo uma área específica (m^2/m^3), sobre a qual há o acúmulo de bactérias depurantes através da formação de biofilme. (RUSTEN et al., 2006).

Os suportes contribuem para o aumento da biomassa no reator e para a retenção de bactérias nitrificantes. Com isso, o sistema adquire uma maior estabilidade quanto à variação de cargas orgânicas e hidráulicas quando comparado à tecnologia de lodos ativados, conseguindo também, em um mesmo volume reacional, tratar um volume maior de efluente. (FUJII et al., 2013).

Apesar de sua eficiência de remoção de poluentes já ter sido comprovada por meio de diversas pesquisas, no Brasil o uso dessa tecnologia ainda é incipiente. (FONSECA, 2016). Em Manaus, as primeiras estações compactas empregando-se a tecnologia MBBR foram construídas em 2018, existindo somente duas até o momento no município. (ÁGUAS DE MANAUS, 2019)

A modalidade de lodos ativados é a mais empregada para a depuração de esgoto no município de Manaus. Ainda, a cidade possui a maior estação de tratamento de esgoto da região Norte (ETE Timbiras), com capacidade de 220 L/s. (ÁGUAS DE MANAUS, 2019)

Ao redor do mundo, o sistema MBBR vem sendo empregado como uma forma de otimização das estações de lodos ativados já existentes, bastando somente pequenas obras de engenharia e a adição dos meios suportes ao tanque de aeração. (RODGER ; ZHAN, 2003).

Porém, ainda não há pesquisas demonstrando eficiência do processo nas condições climatológicas manauaras, demonstrando se é ou não vantajoso o emprego da tecnologia MBBR.

Portanto, o problema científico deste trabalho consiste em aprofundar-se na teoria e nos métodos que permitam comprovar a eficiência e viabilidade do uso da tecnologia MBBR, tendo em conta o grande potencial de empregabilidade em Manaus, visto o elevado número de estações de lodos ativados que podem ser otimizadas utilizando-se dessa tecnologia.

Logo, como hipótese ao problema proposto tem-se que: (i) O reator MBBR terá elevada eficiência de remoção de matéria carbonácea (ii) A retenção de biomassa através de biofilmes na biomídia trará efeitos mais positivos que a retenção de biomassa suspensa no reator de Lodos Ativados; (iii) Por tratar-se de uma região de clima quente, os aspectos climatológicos não serão uma barreira para a boa operação do reator MBBR.

Assim, o objetivo geral consiste em avaliar, em escala piloto, o desempenho de um reator MBBR. Os objetivos específicos são:

- Verificar a retenção de biomassa das biomídias empregadas em ETEs de Manaus;
- Demonstrar fácil adaptação de sistemas de lodos ativados existentes para sistemas MBBR.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 SANEAMENTO BÁSICO E O TRATAMENTO DE ESGOTO

De modo abrangente, o saneamento básico pode ser dividido em quatro eixos inter-relacionados: abastecimento de água, manejo de resíduos sólidos, manejo de água pluviais e esgotamento sanitário. (BERNADES, 2006). Todas essas áreas de atuação acabam relacionando-se de forma direta ou indireta com a qualidade da água, recurso em contato diário com todos os seres vivos.

Investimentos em saneamento, principalmente no tratamento de esgotos, diminui a incidência de doenças e evita o comprometimento dos recursos hídricos municipais (LIMA, 2011). Desse modo, o esgotamento sanitário apresenta-se como imprescindível atividade de manutenção das cargas poluidoras dos corpos d'água. Esses poluentes geralmente são originados de três fontes distintas: Esgoto doméstico, despejo industrial e escoamento superficial. (SPERLING, 2005)

Os esgotos domésticos são compostos por 99,9% de água. A fração restante é a responsável pelo potencial poluidor desses efluentes, as quais incluem-se sólidos orgânicos e inorgânicos, suspenso e dissolvidos, além de micro-organismos e nutrientes (SPERLING, 2005). O contato com esses efluentes e sua ingestão é responsável por cerca de 80% das doenças acometidas na população e 65% das internações hospitalares. (MELO, 2010)

Assim, graças a essa pequena parcela, torna-se necessário o tratamento dessas águas residuais, as quais, sem o devido cuidado, podem acarretar a proliferação de doenças, eutrofização do corpo receptor e outras graves consequências (JORDÃO, 1995). De maneira geral, a literatura apresenta dois modelos de gestão das águas residuárias: o centralizado (convencionais) e o descentralizado. (MOUSSAVI; FRAROUGH; FARZADKIAC, 2010).

Os sistemas centralizados envolvem um conjunto de equipamentos e instalações destinados à coleta, transporte, tratamento e disposição final de grandes volumes de efluentes (SURIYACHAN; NITIVATTANANON, 2012). Assim, há uma forte dependência do processo com a energia elétrica, além da necessidade de grandes áreas para implantação. (LIBRALATO; GHIRARDINI; AVEZZU, 2012).

A coleta de esgoto é realizada através de tubulações que recebem contribuição de diversas sub-bacias. Então, o esgoto converge para um único local, de cota mais baixa, na qual há uma estação elevatória que transporta esses efluentes para a estação de tratamento. Esse sistema é

caracterizado pela robustez estrutural e operacional, complexidade e custos geralmente elevados. (JORDÃO; PESSOA, 1995)

O modelo descentralizado consiste na coleta, tratamento e disposição do efluente já tratado próximo ao local de geração (LIMA, 2013). Geralmente, essas tecnologias são aplicadas para populações equivalentes menores que 2000 habitantes, podendo ser associada a várias operações unitárias (RODRÍGUEZ, 2009). Rodríguez (2009) conceitua a descentralização como sendo o desenvolvimento de sistemas de esgotos domésticos que são financeiramente mais acessíveis, socialmente responsáveis e ambientalmente benéficos.

As tecnologias de tratamento descentralizados podem ser divididos em sistemas “community” ou “Cluster”, empregadas para tratar as águas residuárias de uma comunidade ou de um determinado “bloco” populacional; e “household” ou “On site”, destinadas ao tratamento unifamiliar. (LIMA, 2013)

Por fornecer acessibilidade a localidades de topografia complicada e distantes das redes de esgotos centralizados, aliados aos baixos custos de implantação e operação, o modelo descentralizado vem sendo muito utilizado, não só no Brasil, como também na Europa (LIMA, 2013). Nesse modelo, pode-se empregar estações com tecnologias totalmente do tipo “extensiva”, ou seja, tecnologias nas quais não é necessário o emprego de energia elétrica para seu funcionamento. (MIGUEL, 2008)

Assim, destaca-se a existência de diversas tecnologias para depuração de água residuária, as quais podem ser baseadas em princípios distintos da Ciência. Em uma categorização geral, pode-se classificar os processos de tratamento como físicos, químicos ou biológicos. (SPERLING, 2016).

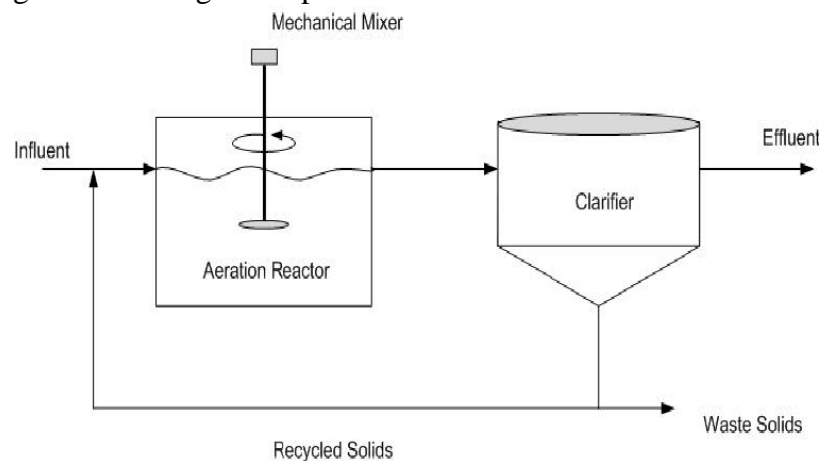
2.2 TRATAMENTO BIOLÓGICO

O tratamento biológico surgiu da observação de processos puramente naturais alinhados ao desenvolvimento tecnológico provocado pela evolução humana. Nesses sistemas, o princípio de remoção da carga poluente baseia-se no fenômeno de autodepuração dos ambientes aquáticos. De maneira geral, o fenômeno consiste na transformação de constituintes orgânicos e inorgânicos poluentes através do metabolismo microbiológico, formando produtos inertes e com baixo potencial poluidor. (SPERLING, 2016)

Então, utilizando-se de dispositivos tecnológicos racionalmente projetados em paralelo com as reações bioquímicas naturais de depuração, é possível criar ambientes com condições controladas e extremamente eficientes quanto à remoção de poluentes, o qual é empregado em Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) em todo o mundo. (EDUARDO e PESSOA, 1995)

As tecnologias relacionadas ao saneamento vêm sendo estudadas ao decorrer do desenvolvimento da história humana. Tal aprofundamento iniciou-se no final do século XIX, quando o estudo do tratamento biológico começou a ser alavancado, com ênfase em processos de filtração biológica. Então, em 1914, criou-se o sistema de lodos ativados, no qual era empregado biomassa suspensa para o tratamento dos efluentes (Figura 1). (SPERLING, 2016)

Figura 1 - Fluxograma típico do sistema de Lodos Ativados



Fonte: Metcalf & Eddy (2016)

A recém-criada tecnologia foi um sucesso, sendo empregada em larga escala até nos dias de hoje. Com a adição de massa suspensa ao sistema de tratamento, conseguida através da recirculação do lodo produzido na própria unidade, a velocidade e eficiência de depuração dos sistemas de tratamento foram bastantes elevados. Com isso, em uma mesma área, conseguiu-se uma maior capacidade de tratamento, o suficiente para a época. (MÍGUEL, 2008)

A diversidade microbiana encontrada em efluentes é bastante extensa: bactérias, protozoários, fungos, vírus, algas, rotíferos, entre outros. Ainda, a população microscópica é variável, dependendo do efluente a ser tratado, da tecnologia empregada e das condições operacionais. (CANLER, PERRET e CHOUBERT, 2013)

A degradação dos poluentes pode-se dar por vias aeróbias, anaeróbias ou anóxicas. A via aeróbia ocorre quando há concentração suficientemente elevada de gás oxigênio no corpo líquido, possibilitando o uso das moléculas de oxigênio como acceptor final de elétrons na respiração

biológica. Entretanto, quando em meio reacional pobre em gás oxigênio, tais reações bioquímicas não são possíveis. (SPERLING, 2016)

Desse modo, em efluentes com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, são desenvolvidos microrganismos com capacidades metabólicas distintas. No caso de haver alta concentração de nitrato no corpo líquido, o mesmo pode ser usado como acceptor final de elétrons no processo de respiração, formando nitrogênio gasoso como produto final (desnitrificação). Tais condições são denominadas de anóxicas. (OLIVEIRA, 2008)

Em casos de ausência de oxigênio dissolvido e de nitratos, o metabolismo dá-se exclusivamente pela via anaeróbia. Esta consiste em reações de oxirredução, convertendo carbono orgânico em sua forma mais reduzida (metano) e em sua forma mais oxidada (dióxido de carbono), além de outros subprodutos. (CHERNICHARO, 1997)

Quando em excesso em corpo d'água, o nitrogênio, juntamente com o fósforo, são os principais responsáveis pelo fenômeno de eutrofização. Este consiste no enriquecimento dos corpos d'água com nutrientes, levando ao excessivo crescimento de plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas. (KAWAN et al, 2016).

Essas algas então formam uma camada espessa, a qual impede a passagem de luz solar. Com isso, as algas localizadas em cotas mais profunda da lagoa não conseguem realizar a fotossíntese, ocasionando então a morte das mesmas. Então, bactérias heterotróficas utilizam o oxigênio dissolvido ainda existente para a degradação aeróbia dessas algas, ocasionando drástica diminuição do oxigênio disponível. Desse modo, com a ausência de oxigênio, ocorre a morte de todos os seres aeróbios presentes no corpo líquido, o que inclui a vida marinha local. (ZOPPAS; BERNADES; MENEGUEZZI, 2016).

Ainda, o excesso de nitrato em águas pode representar um perigo para a saúde humana. Isso ocorre, pois, o mesmo pode ser reduzido à nitrito, o qual é capaz de se combinar com a hemoglobina no sangue, o que causa a meta-hemoglobina (síndrome do bebê azul) em recém-nascidos ou adultos com deficiência enzimática. (ZOPPAS, BERNADES e MENEGUEZZI, 2016)

2.2.1 Mecanismos de Depuração Aeróbios e Anóxicos

2.2.1.1 Compostos Carbonáceos

Tratando-se de classificações de matéria carbonácea em si, há inúmeras formas de categorização. Sob a óptica da ciência do tratamento de efluentes, a classificação quanto a biodegradabilidade é de extrema importância. Esse conceito diz respeito à capacidade de degradação do material por vias biológicas e pode ser classificado em biodegradável ou não biodegradável. (KAWAN et al, 2016).

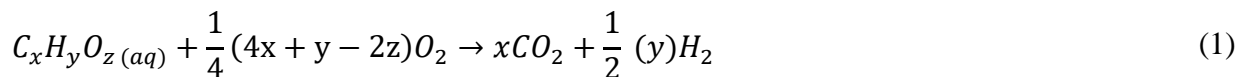
A matéria biodegradável corresponde à parcela que pode sofrer alterações, em nível físico-químico, através de metabolismo biológico. A mesma pode ser dividida em duas subcategorias: rapidamente biodegradável, que compreende a matéria solúvel, facilmente decompostas por bactérias heterotróficas; e lentamente biodegradável, que usualmente apresenta-se sob forma particulada e são de difícil assimilação. (SPERLING, 2016)

Assim, a matéria orgânica lentamente biodegradável necessita de um maior tempo para ser totalmente consumida. Isso ocorre pois é demandado etapas adicionais de reações, onde enzimas extracelulares promovem a hidrólise do componente, tornando-o mais solúvel em meio aquoso. (SPERLING, 2016)

Já a matéria orgânica inerte corresponde àquela parcela a qual não é possível a degradação por vias estritamente biológicas. As mesmas podem ser solúveis ou particuladas. Então, em termos práticos, no tratamento secundário de estações de tratamento de efluentes, somente a fase biodegradável pode ser retirada do corpo d'água. (EDUARDO e PESSOA, 1995)

As bactérias constituem os agentes depurantes mais numerosos em estações de tratamento. O processo de deterioração inicia-se por adsorção dos poluentes biodegradáveis na superfície de aglomerados bacterianos (filmes, grânulos e/ou flocos). Então, podendo sofrer hidrólise ou outras biorreações a fim de torná-las assimiláveis. (LIMA, 2015)

Desse modo, pode-se iniciar a rota metabólica aeróbia, na qual o substrato comporta-se como doador de elétrons, enquanto o oxigênio é o aceptor final de elétrons. Tal fenômeno ocorre devido à diferença de potencial de oxirredução (redox) entre os compostos orgânicos e o oxigênio. A reação global simplificada é descrita pela Equação 1. (LIMA, 2015)



2.2.1.2 Compostos Nitrogenados

O nitrogênio encontra-se no esgoto sob forma de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato ou gás nitrogênio. Há alguns processos biológicos capazes de realizar transformações no estado de oxidação do nitrogênio.

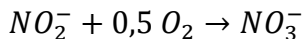
Em Estações de Tratamento de esgoto, o processo de remoção da carga nitrogenada é necessário estar divididas em duas etapas separadas de aeração (aeróbia) e não aeração (anóxica), as quais promovem a nitrificação e a desnitrificação. (HEM, RUSTEN e ODEGAARD, 1994)

A Nitrificação consiste na primeira etapa de remoção biológica do nitrogênio, em condições aeróbias. Esta consiste na oxidação da amônia à nitrito e de nitrito para nitrato. O grupo de bactérias responsáveis por essas reações bioquímicas oxidam compostos inorgânicos (NH_4^+ e NO_2^-) empregando carbono inorgânico (CO_2) como fonte de carbono e o oxigênio (O_2) como acceptor final de elétrons, obtendo energia para seu metabolismo ao final do processo. (HEM, RUSTEN e ODEGAARD, 1994)

As bactérias do gênero *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrospira* são as principais responsáveis pela oxidação de amônia em nitrito (Equação 2). (ZOPPAS, BERNADES e MENEGUEZZI, 2016).



Já as bactérias do gênero *Nitrospira*, *Nitrobacter*, *Nitrospina* e *Nitrococcus* são responsáveis pela maior parte da oxidação de nitrito á nitrato (Equação 3).



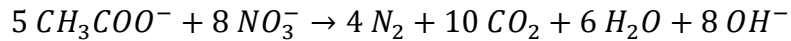
(3)

Por serem autotróficas, as bactérias nitrificantes possuem uma velocidade de crescimento muito baixas quando comparando-se com as heterotróficas. O processo de nitrificação é limitado pela quantidade de oxigênio dissolvido no meio e pela temperatura. Estas, em conjunto com o pH, determinam o equilíbrio químico entre as formas iônicas e não iônicas. (EDUARDO e PESSOA, 1995)

A Desnitrificação consiste na transformação de nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e gás nitrogênio em condições anóxicas. Os principais gêneros bacterianos são *Alcaligenes*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, *Thiobacillus* e *Thiosphera*. (ZOPPAS, BERNADES e MENEGUEZZI, 2016)

O processo consiste na redução de nitrato a nitrogênio molecular, havendo transferência de cinco elétrons por átomo de nitrogênio. A capacidade desnitrificadora está intimamente

relacionada ao quantitativo de substrato biodegradável presente (relação carbono orgânico/nitrogênio). A Equação 4 ilustra a reação de desnitrificação empregando como fonte de carbono o acetato. (ZOPPAS, BERNADES e MENEGUEZZI, 2016)



(4)

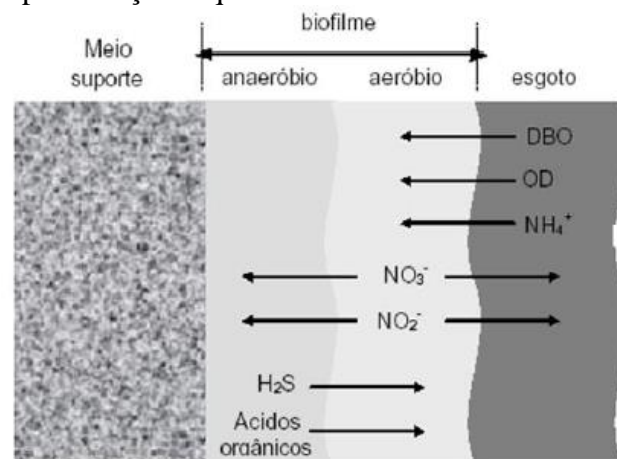
2.2.2 O Biofilme

Bactérias possuem a capacidade de se agregarem em forma de flocos e/ou biofilmes. Esses tipos de estruturas têm tido crescente interesse na área biotecnológica e de engenharia, principalmente devido a facilidade de realizar a separação da biomassa do corpo líquido. (LOUKIDOL; ZOUBOULIS, 2001)

Segundo Lima (2015), o biofilme pode ser definido como “uma estrutura complexa de células e produtos extracelulares, como polímeros, as quais crescem aderidos a uma superfície sólida estática ou suspensa”.

Quanto mais desenvolve-se os microrganismos do biofilme, maior é a espessura do biofilme, dificultando a difusão do oxigênio dissolvido e substrato, desde exterior até as camadas mais internas, onde o processo de estabilização pode até ser anaeróbico. A Figura 2 demonstra de forma esquemática o consumo de substrato e a geração de subproduto decorrente das reações bioquímicas em processos com formação de biofilme (OLIVEIRA, 2015).

Figura 2 - Representação esquemática do corte transversal de um Biofilme



Fonte: Metcalf & Eddy (2016)

De acordo com a forma de crescimento e sustentação da biomassa, o tratamento biológico de esgotos pode ser classificado como de crescimento disperso ou aderido. No crescimento

disperso não há estruturas de sustentação da biomassa. Em contrapartida, para que ocorra o crescimento aderido, é necessário a existência de um meio suporte sólidos, onde as bactérias irão fixar-se (Figura 2). (SPERLING, 2016)

Figura 3 - Exemplo de Biofilme formado em estrutura inerte



Fonte: BiowaterTechnology (2018)

Os processos de biofilme podem ser divididos em duas categorias: sistemas de meio fixos e sistemas de meio móveis. Nos sistemas de meio fixo, os suportes de biofilme são estáticos nos reatores e as reações biológicas ocorrem no biofilme desenvolvido na mídia estática. Os sistemas incluem filtros anaeróbios e filtros biológicos aerados. (OLIVEIRA, 2008)

Já os sistemas de meio móvel incluem contadores biológicos rotativos, *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR), reatores de biofilme em movimento vertical e reatores de biofilme leito fluidizado, onde os meios de biofilme são mantidos continuamente em movimento por meio de forças mecânicas, hidráulicas ou aéreas (RODGER e ZHAN, 2003). Dentre os tipos de reatores encontrados, o MBBR vem-se destacando por suas qualidades já comprovadas. (OLIVEIRA, 2008)

2.3 MOVING BED BIOFILM REACTOR (MBBR)

2.3.1 Histórico da tecnologia

No ano de 1987 ocorreu a Segunda Conferência Internacional para a Proteção do Mar do Norte, em Londres (HEM, RUSTEN e ODEGAARD, 1994). O evento reuniu ministros da Noruega, Bélgica, Dinamarca, França, Alemanha, Suécia e Países baixos, com o objetivo de discutir medidas preventivas para manter a qualidade do Mar do Norte. (SECOND INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF THE NORTH SEA, 1987)

Como parte do cumprimento do acordo firmado nesta conferência, algumas estações de tratamento de efluentes norueguesas de pequeno porte existentes deveriam ter sua capacidade ampliada, além incluir etapas para remoção de nitrogênio e fósforo. (RUSTEN et al., 1994; ØDEGAARD et al., 1993, 1994).

Neste contexto, iniciou-se um grande incentivo das autoridades ambientais norueguesas ao desenvolvimento tecnológico referentes à depuração de efluentes. (RUSTEN, ODD e ODEGAARD, 1997). Assim, em 1990, através de parceria entre a empresa norueguesa *Kaldness Miljiteknologi A/S* e o Instituto de Pesquisa da Universidade da Noruega, foi desenvolvido o reator MBBR. (ZILLI, 2013).

Então, durante o Outono 1992, a tecnologia foi aplicada em duas ETEs existentes em municípios da Noruega. Os resultados obtidos foram positivos, tanto otimizando a capacidade hidráulica do reator quanto promovendo uma melhor eficiência de remoção de nutrientes. (DE OLIVEIRA, 2008)

Com isso, tal tecnologia ganhou notoriedade internacional, sendo expandida gradativamente para outros países. Nos Estados Unidos, inaugurou-se a primeira estação em 1995, havendo em 2012 mais de 36 instalações na América do Norte (QIQI; QUIANG; IBRAHIM, 2012). Já na França, a primeira ETE com tal tecnologia data o ano de 2006, com a implementação de mais 20 instalações até 2012. (CANLER, PERRET e CHOUBERT, 2013)

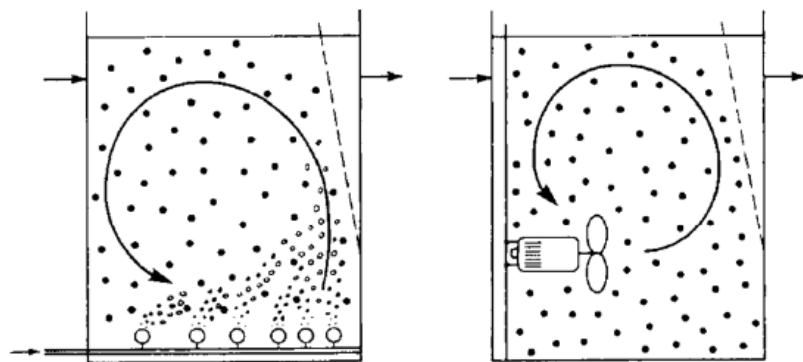
O sistema MBBR está em fase de expansão no Brasil. Segundo dados cruzados da Agência Nacional de Águas, Ministério das Cidades e da Concessionária Águas do Brasil, existiam somente seis estações municipais utilizando o sistema híbrido, todas localizados no eixo sul-sudeste (Rio de Janeiro, Santa Catarina e São Paulo) (FONSECA, 2016). Em 2018, a concessionária *Águas de Manaus*, pertencente ao grupo Aegea, inaugurou as duas primeiras ETEs compactas no Amazonas a utilizar tal tecnologia. (ÁGUAS DE MANAUS, 2019)

2.3.2 Princípio de Funcionamento

O processo de tratamento denominado *Moving Bed Biofilm Reactors* (MBBR) baseia-se no desenvolvimento de biofilme em leito móvel para a degradação de matéria orgânica e remoção de nutrientes do esgoto sanitário ((FUJII et al., 2013). A adesão de bactérias dá-se em peças com formato específico, denominados de biomídia (ou “*carrier*”, em inglês). (KAWAN et al, 2016).

Esse meio suporte consiste em pequenas peças plásticas de polietileno, com densidade ligeiramente menor inferior da água, mantendo-se então em suspensão na massa líquida. Assim, através da turbulência ocasionada pela aeração difusa, as biomédias encontram-se em movimento contínuo (Figura 4). (EDUARDO e PESSOA, 1995). Graças à elevada mobilidade, há grande exposição e contato dos microrganismos depuradores com o efluente. De acordo com Loukidol (2011), este sistema de circulação livre na água permite que a biomassa seja quase que totalmente cultivada nessas transportadoras.

Figura 4 - Princípio de funcionamento da tecnologia MBBR



Fonte: Oliveira (2015)

Schmidt e Schaechte (2011) admitem que mais de 90% de biomassa estão presos e cultivados na mídia em vez de estarem suspensos no líquido. Essa alta taxa de aderência é capaz de existir graças às características de projeto do meio suporte.

O principal objetivo da retenção é a disponibilizar uma comunidade microbiana mais diversificada e ativa no interior destes reatores (SANT'ANNA JUNIOR, 2010). Desse modo, contribui-se para instalações compactas e mais estáveis sob as perspectivas orgânica e hidráulica. (BASSIN, 2012)


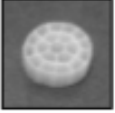
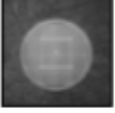
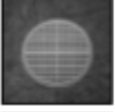


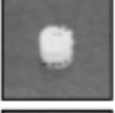
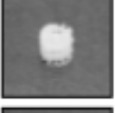

O biofilme formado desprende-se do corpo da peça por meio de forças de cisalhamento ocasionadas pelo fluxo turbulento. Com isso, torna-se imprescindível uma unidade de decantação após o reator aeróbio, evitando que o material desprendido seja transportado ao corpo receptor juntamente com o efluente tratado. A fim de propiciar condições de decantação mais apropriadas, pode-se empregar precipitadores químicos como o cloreto férrico. (RUSTEN, EIKEBROKK, *et al.*, 2006)

2.3.3 Meio Suporte

As peças retentoras de biofilme, construídas em polietileno de alta densidade, têm uma grande área de superfície e uma densidade ligeiramente menor que da água (geralmente entre 0,92 e 0,98g/cm³). (ZILLI, 2013)

Abaixo, encontra-se diversos exemplos de meios suportes. Tais arranjos são concebidos de forma a facilitar a retenção de biomassa nas peças. (RUSTEN, ODD e ODEGAARD, 1997)

Figura 5 - Exemplos de Meio Suportes e especificações técnicas

Manufacturer	Name	Bulk specific surface area*	Nominal carrier dimensions (depth; diameter)	Carrier photograph
Veolia, Inc.	AnoxKaldnes™ K1	500 m ² /m ³	7 mm; 9 mm	
	AnoxKaldnes™ K3	500 m ² /m ³	12 mm; 25 mm	
	AnoxKaldnes™ biofilm chip (M)	1200 m ² /m ³	2 mm; 48 mm	
	AnoxKaldnes™ biofilm chip (P)	900 m ² /m ³	2 mm; 48 mm	
Infilco Degremont, Inc.	ActiveCell™ 450	450 m ² /m ³	15 mm; 22mm	
	ActiveCell™ 515	515 m ² /m ³	15 mm; 22 mm	
Siemens Water Technologies Corp.	ABC4™	600 m ² /m ³	14 mm; 14 mm	
	ABC5™	660 m ² /m ³	12 mm; 12 mm	
Entex Technologies, Inc.	Bioportz™	589 m ² /m ³	14 mm x 18 mm	

Fonte: Biofilm Reactors (2010)

Os parâmetros operacionais dos reatores MBBR são muito semelhantes ao da tecnologia clássica de lodos ativados. Entretanto, normalmente as faixas de operação de cada parâmetro geralmente podem distinguir-se de uma tecnologia para a outra. Ainda, há parâmetros

relacionados ao meio suporte, os quais compreendem a área específica (m^2/m^3) do mesmo. (EDUARDO e PESSOA, 1995)

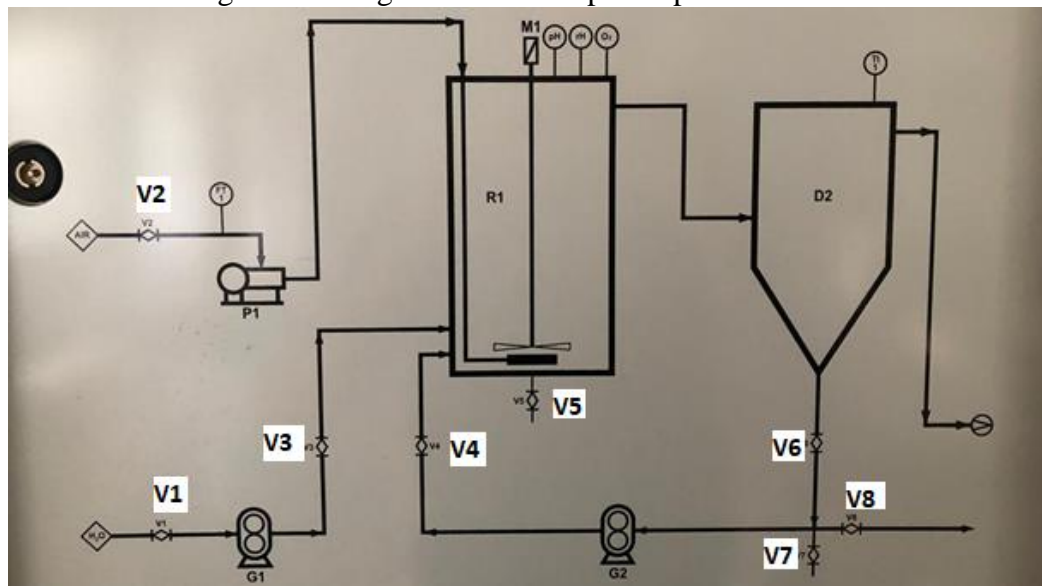
3 METODOLOGIA

Nesta seção está abordado os materiais e metodologias experimentais necessários para a realização do trabalho técnico científico, assim como as normas técnicas padronizadas existentes relacionadas aos procedimentos.

3.1 DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO

Para o teste experimental, foi empregado um reator de lodos ativados em escala piloto marca DIDATCEH, localizado em laboratório de Engenharia Química da Universidade do Estado do Amazonas.. A Figura 6 ilustra o diagrama P&ID da planta, assim como as nomenclaturas dos equipamentos eletromecânicos, válvulas e instrumentação associados.

Figura 6 – Diagrama P&ID da planta piloto utilizada



Fonte: Própria

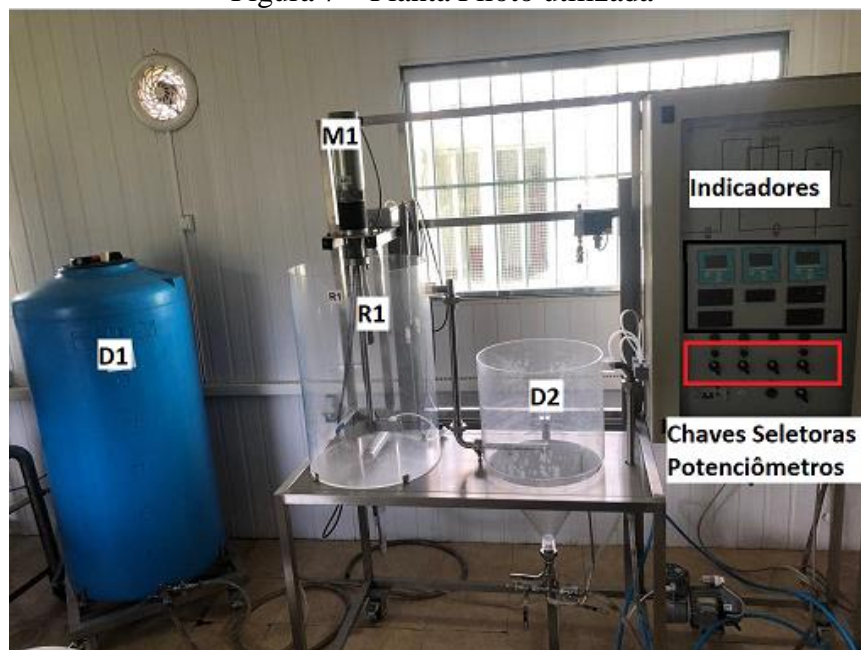
Conforme Figura 6, o sistema de tratamento é composto pelos seguintes itens:

- Tanque de Aeração de Metaclirato transparente com capacidade de 60 litros (R1) provido de agitador de aço inoxidável AISI 304 e Difusor de Ar de aço inoxidável sinterizado AISI 316 (M1);
- Tanque de Decantação de metaclirato transparente, com capacidade de 30 litros (D2);
- Bomba Peristáltica para alimentação do reator, com vazão de 0 a 15 L/h (G1);

- Bomba Peristáltica para recirculação do lodo, com vazão de 0 a 13,5 L/h (G2);
- Compressor Diafragma com corpo em aço inoxidável (P1) para fornecimento de ar;
- Termistor Digital PT100 (TI1) com indicador digital, que, apesar de estar localizado no decantador (D2) no diagrama P&ID, foi empregado no tanque de aeração (R1) durante todo o experimento;
- Transdutor microprocessado de oxigênio dissolvido na água, com compensação automática de temperatura e faixa de medição entre 0 e 20 ppm (O₂);
- Medidor de pH microprocessado com faixa de medição entre 2 a 12 pH (pH);
- Transmissor de Vazão de Ar (FT1);
- 08 Válvulas de Manobra (V1, V2, V3, V4, V5, V6, V7, V8);

Na Figura 7, está ilustrado a planta piloto empregada, onde D1 é o tanque de alimentação com capacidade de 300 L, no qual o efluente bruto é armazenado. Em sua base há uma válvula destinado à coleta de efluente. Ainda, encontra-se ilustrado também o painel elétrico, provido de chaves seletoras Liga/Desliga, disjuntores e potenciômetros.

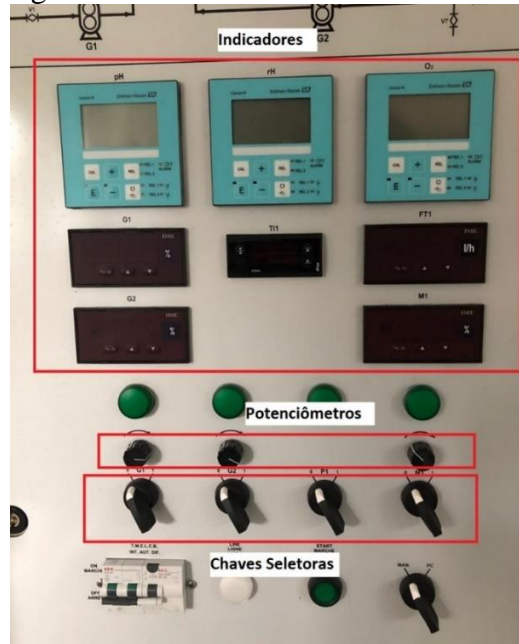
Figura 7 – Planta Piloto utilizada



Fonte: Própria

Por fim, a Figura 8 detalha a vista frontal do Painel Elétrico, onde estão localizados os indicadores de pH, oxigênio dissolvido, temperatura e vazão de ar, além das chaves seletoras ON/OFF e potenciômetros dos equipamentos eletromecânicos.

Figura 8 - Vista frontal do Painel Elétrico



Fonte: Própria

3.2 CALIBRAÇÃO DOS INSTRUMENTOS DE MEDIÇÃO

Como a planta de tratamento de esgoto não estava em uso por mais de 3 meses, foi necessário a calibração dos instrumentos de medição de temperatura, pH e Oxigênio Dissolvido. Todos os procedimentos de calibração, detalhados a seguir, foram realizados em conformidade com o manual de instrução dos sensores e transmissores instalados na planta.

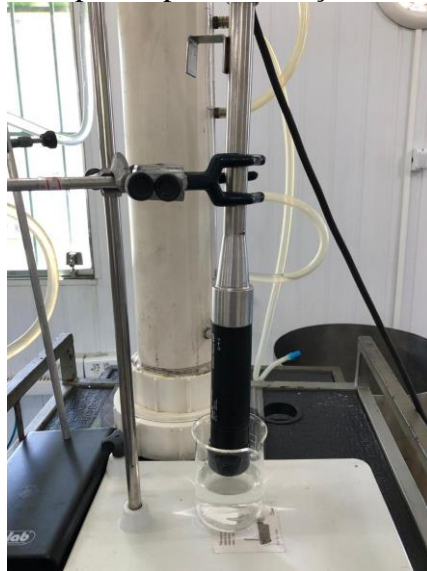
3.2.1 Calibração do sensor de oxigênio dissolvido

Para a medição de oxigênio dissolvido no tanque de aeração, utilizou-se o sensor Oxymax COS41, fornecido pela empresa *Endress Hauser*. Antes de iniciar a calibração propriamente dita, foi necessário realizar a polarização do sensor em vapor de água saturada. Para isso,

inicialmente limpou-se o sensor com um pano úmido, secou-se a membrana com tecido seco, e então ligou-se planta de tratamento. Em paralelo, um béquer de 200 mL foi enchido com água da torneira.

Após estabilização da temperatura indicada no painel (cerca de 20 minutos), o sensor foi posicionado cerca de 2 cm acima da lâmina da água do béquer, com auxílio de um suporte universal e garras (Figura 9), a fim de proporcionar a condição de vapor saturado de água. A posição foi mantida durante uma hora, tempo necessário para a polarização completa do sensor.

Figura 9 - Aparato para calibração do oxímetro



Fonte: Própria

Após polarização, iniciou-se a calibração do equipamento de medição. A partir do indicador de oxigênio dissolvido, foi selecionado o modo de calibração por vapor de água saturada. Mantendo-se o mesmo aparato indicado na Figura 9, foi realizado o procedimento de calibração automático, com duração de 600 segundos.

3.2.2 Calibração do sensor de temperatura

O sensor de temperatura Pt100 foi calibrado utilizando-se um sensor padrão de mercúrio já calibrado. Montou-se então um aparato para calibração, composto de uma chapa aquecedora, béquer de vidro com 200 mL de água de torneira, suporte universal, argola e garras (Figura 10). Ambos os termômetros foram imersos simultaneamente em profundidade semelhantes, sem contato com as paredes do recipiente.

Figura 10 - Aparato para Calibração do sensor de temperatura



Fonte: Própria

Então, a chapa aquecedora foi ligada e a temperatura em ambos os termômetros foram lidas a cada 5 minutos, até que a temperatura de 60 °C fosse alcançada pelo termômetro de mercúrio. Após aquisição dos resultados, empregando-se o software Excel, foi montado a curva de calibração do sensor Pt100.

3.2.3 Calibração do sensor de pH

O sensor de pH foi calibrado utilizando-se duas soluções tampão comercial de pH 4 e pH 7 (Figura 11).

Figura 11 - Soluções tampão utilizadas para calibração



Fonte: Própria

Inicialmente, limpou-se o sensor e os béqueres com água deionizada. Então, por meio do respectivo transmissor, alterou-se o sensor para o modo de calibração. Inicialmente, o sensor foi imergido no béquer contendo a solução tampão com pH 4 (Figura 12). Após a indicação do término da calibração, o mesmo procedimento foi empregado com a solução tampão de pH 7.

Figura 12 - Aparato para calibração do sensor de pH



Fonte: Própria

3.4 DESCRIÇÃO OPERACIONAL DA PLANTA PILOTO

3.4.1 Testes Hidráulicos Preliminares

Foram realizados testes com viés hidráulico e pneumático para avaliar o grau de movimentação do leito móvel dentro do tanque de aeração. Desse modo, avaliou-se, por meio de

inspeção visual, a influência do nível de enchimento do reator, vazão de ar e agitação na formação do leito móvel.

Para isso, o reator foi enchido com água até a geratriz inferior da tubulação de saída. Então, utilizando-se de um béquer de 3 litros, foram incrementados gradativamente 3 litros de meio suporte dentro do tanque de aeração. Entre cada adição, foram realizadas as manobras para alteração do grau de aeração e agitação, sempre seguidos de análise visual do sistema.

As manobras no sistema de agitação consistiram em operações de Liga/Desliga através da respectiva Chave Seletora. Sempre que ligado o sistema de agitação, manteve-se o potenciômetro ajustado para a velocidade máxima de rotação do agitador (100%).

O sistema de aeração foi mantido sempre ligado, quaisquer o volume de meio suporte ou grau de agitação no experimento. Entretanto, foram testados dois graus de aeração: total, em que a válvula de controle de fluxo de ar V2 foi mantida totalmente aberta; e parcial, em que a válvula de controle V2 foi manobrada até o valor de 35 L/h, valor em que verificou-se pouca movimentação da biomídia com ação exclusiva do compressor. A Tabela 1 abaixo ilustra as condições de operação testadas.

Tabela 1 - Condição de operação dos testes hidráulicos

Volume de Meio Suporte	Fração de Enchimento	Agitação	Aeração
6	10%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL
9	15%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL
13	20%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL
15	25%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL
18	30%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL
21	35%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL

24	40%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL
27	45%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL
30	50%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL
33	55%	SIM/NÃO	TOTAL/PARCIAL

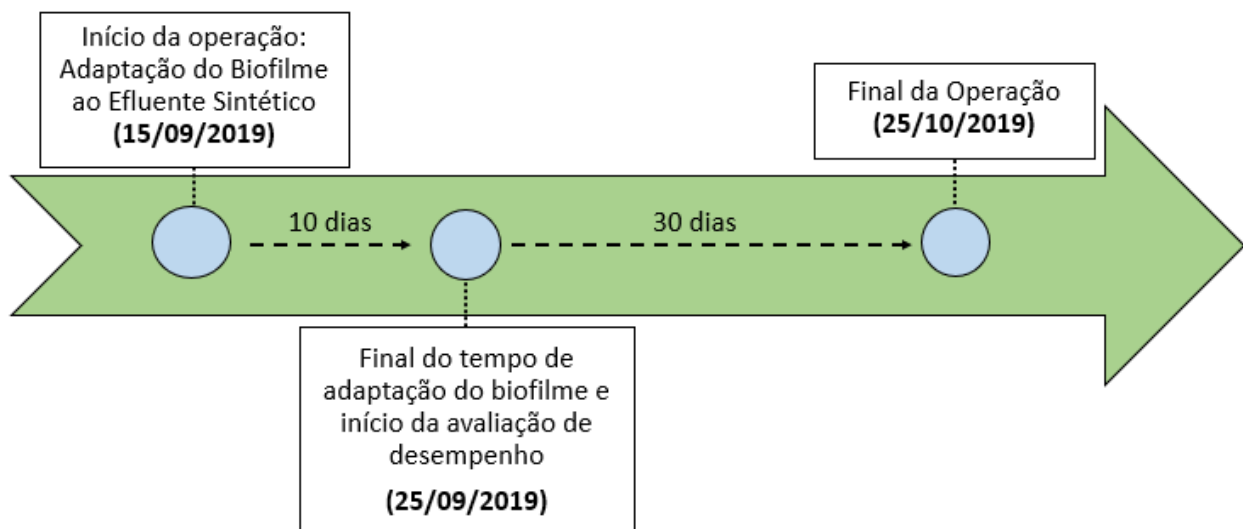
Fonte: Própria

Tal experimento hidráulico foi essencial para a tomada de decisão quanto a forma de operação da planta piloto para os diversos tipos de enchimento.

3.4.2 Operação da Planta de Tratamento

O experimento teve duração de 40 dias, realizando-se pequenas intervenções a fim de manter-se sempre o mesmo regime operacional. Dos 40 dias, os 10 primeiros de operação foram caracterizados pela adaptação do biofilme às características físico-químicas do efluente sintético utilizado. Em virtude disso, não foram realizadas análises durante o período de partida do reator, exceto pelas medições contínuas de OD, pH e Temperatura realizados por sensores integrados da planta. Na figura 13, tem-se fluxograma ilustrando o fluxo temporal durante a operação (Figura 13).

Figura 13 - Linha do tempo: Marcos na operação da Planta Piloto



Fonte: Própria

O efluente sintético era bombeado do tanque de alimentação (D1) até o Tanque de Aeração (R1) por meio de uma bomba peristáltica (G1), com vazão variável. Para ocorrer o recalque, era necessário que as válvulas V1 e V3 permanecessem abertas, além do acionamento da bomba por meio da chave seletora.

Por meio do potenciômetro, ajustou-se a vazão da bomba G1 de modo a fornecer uma carga orgânica volumétrica (COV) ao tanque de aeração em torno de 1,8 Kg DQO/m³.dia. Como no processo MBBR não é necessário a recirculação do lodo, manteve-se a bomba G2 desligada e válvula V4 fechada durante todo o experimento.

A vazão de ar, fornecida pelo compressor P1, foi controlada manualmente através de manobras na válvula V2. A vazão de ar era modificada de acordo com o valor de oxigênio dissolvido (OD) medido pelo oxímetro integrado da planta no tanque de aeração, sempre procurando manter como set-point de 3 mg/L e oxigênio dissolvido.

Ainda, foi mantido agitação constante dentro do tanque de aeração R1. A rotação do agitador foi mantido na capacidade máxima da planta, selecionando a intensidade de 100% através do potenciômetro do painel elétrico.

Diariamente, eram coletados os valores dos parâmetros medidos pelos sensores e medidores integrados da planta (OD, Temperatura, pH e vazão de ar). Por fim, o lodo acumulado no fundo do decantador secundário D2 era retirado quinzenalmente por meio de manobra nas válvulas V6 e V7, mantendo-se sempre a válvula V8 fechada. A remoção de lodo tinha a finalidade de evitar mal cheiro pela decomposição anaeróbia do mesmo. Além disso, sua remoção é importante pois elevadas altura de manta de lodo pode provocar o arraste do resíduo ao efluente tratado, deteriorando sua qualidade. (SPERLING, 2016)

3.5 DESCRIÇÃO DO MEIO SUPORTE

O meio suporte empregado foi biomídia chinesa modelo B&F PE03 (Figura 14), produzido pela empresa *Small Boss S.A.* A peça é construída em Polietileno de Alta Densidade (PEAD), com densidade entre 0,96-0,98 g/cm³. Possui formato cilíndrico provido de ranhuras externas, diâmetro de 10 mm e altura de 7 mm. Ainda, segundo o fornecedor, possui área superficial de 1000 m²/m³, área protegida de 750 m²/m³ e 850.000 peças/m³, considerando-se o empolamento.

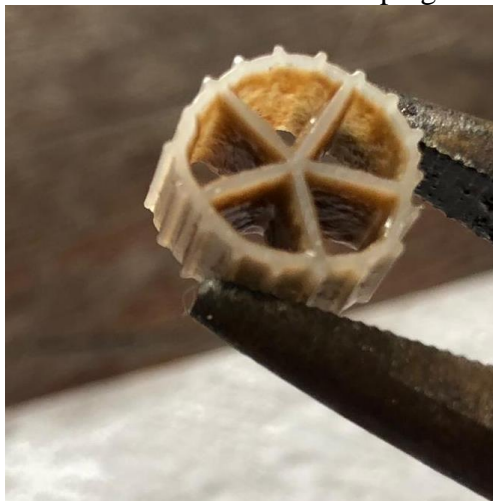
Figura 14 - Biomídia utilizada



Fonte: Própria

A fim de diminuir o tempo necessário para posta em marcha (ou *start up*) da planta, foram adquiridas biomédias com biofilme já formado (Figura 15).

Figura 15 - Meio suporte com Biofilme aderido empregado no experimento



Fonte: Própria

O meio suporte foi retirado do tanque de aeração da ETE Xingú, estação de tratamento de esgoto compacta MBBR, localizada na Avenida Brasil, cidade de Manaus, Amazonas (Figura 16). A ETE Xingú tem capacidade de 23 L/s, atendendo os conjuntos Ayapuá e Xingú, estando em operação desde novembro de 2018 (ÁGUAS DE MANAUS, 2019).

Figura 16 - Localização geográfica da ETE Xingú



Fonte: Google Earth Pro (2019)

3.6 EFLUENTE SINTÉTICO

A composição do esgoto sintético foi desenvolvida por Torres (1992), conforme ilustrado na Tabela 2. A solução foi preparada utilizando-se água de torneira proveniente de abastecimento público.

Tabela 2 - Composição do efluente sintético simulando esgoto sanitário

Fração Orgânica	Porcentagem de DQO (%)
Proteínas	50
Carboidrato	40
Lipídeos	10

Fonte: Torres (1992)

Para atingir tal composição, foram utilizados os compostos e concentrações descritos nas Tabelas 3. A solução de sais minerais utilizada possui composição descrita na Tabela 4.

Tabela 3 - Composição do substrato para a produção de 1 litro de efluente sintético

Compostos orgânicos	Concentração
Extrato de Soja	0,312 g/L
Sacarose	0,07 g/L
Amido Comercial	0,114 g/L
Óleo de Soja	0,051 mL/L
Detergente	0,114 g/L

Bicarbonato de Sódio	0,2 g/L
Solução de Sais Minerais	5 mL/L

Fonte: Torres (1992)

Tabela 4 - Concentração das soluções de sais minerais usadas na composição do efluente sintético

Sais Minerais	Concentração g/L
NaCl	0,25
MgCl ₂ .6H ₂ O	0,007
CaCl ₂ .2H ₂ O	0,0045
KH ₃ PO ₄	0,264
Água destilada	1 L

Fonte: Torres (1992)

Como fonte de Nitrogênio, foi utilizado cloreto de amônio (NH₄Cl) na concentração de 10 mg/L. Preparou-se diariamente 100 L de efluente sintético, exceto no primeiro dia no qual preparou-se 200 L. O efluente preparado era armazenado no tanque de alimentação D1.

3.7 MONITORAMENTO DE PARÂMETROS

Os procedimentos experimentais analíticos já padronizados seguiram as bases preconizadas pela *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

O procedimento de Sólidos Aderidos ao meio suporte seguiu o preconizado por Mineggati (2008). A Tabela 5 indica os parâmetros físico-químicos e biológicos a serem analisados e a Tabela 6 q frequência do acompanhamento analítico individual e a metodologia ou equipamento empregado.

Tabela 5 - Parâmetros Analíticos a serem analisados por etapa de processo

Local de Coleta	Parâmetros
Afluente	DQO, Turbidez, pH, OD, Temperatura
Efluente do Decantador	DQO, Turbidez, pH, OD, Temperatura
Tanque de Aeração	OD, Temperatura, pH
Meio Suporte	Sólidos Voláteis Aderidos

Fonte: Própria

Tabela 6 - Acompanhamento Analítico Experimental

Parâmetro	Frequência	Metodologia / Equipamento
DQO	1 vezes/semana	APHA, 2005
Sólidos Aderidos (SA)	1 vez/mês	MINNEGATTI, 2008
Oxigênio Dissolvido (OD)	Diariamente	Oxímetro / Medidor Multiparâmetro
Temperatura	Diariamente	Termistor PT100 / Medidor Multiparâmetro
pH	Diariamente	pHmetro / Medidor Multiparâmetro

Fonte: Própria

3.7.1 Oxigênio Dissolvido

O OD foi monitorado continuamente no tanque de aeração por meio de sensor integrado da planta, modelo Oxymax COS41 (Figura 17). Tal sensor é constituído por dois eletrodos imersos em solução eletrolítica, separados por uma membrana permeável ao oxigênio. O oxigênio difunde através da membrana e interage com o ambiente interno da sonda para produzir uma corrente elétrica proporcional à concentração de oxigênio.

Figura 17 - Sensor de Oxigênio utilizado (Foto tirada durante teste do instrumento empregando água saturada com oxigênio)



Fonte: Própria

Já nas amostras coletadas, monitorou-se o OD por meio de medidor de bancada multiparâmetro modelo HQ 40d, fabricado pela empresa *HACH* (Figura 18).

Figura 18 - Medidor Multiparâmetro Empregado



Fonte: Própria

3.7.2 pH

O pH no tanque de aeração foi monitorado através de pHmetro Integrado à planta. Já nas amostras coletadas, assim como as análises de OD, foi empregado medidor multiparâmetro modelo HQ 40d (Figura 18).

3.7.3 Turbidez

Para análise da turbidez do efluente coletado, empregou-se turbidímetro de bancada, modelo 2100 Q, produzido pela empresa HACH (Figura 19). Para análise do efluente, o recipiente de análises era enchido com um volume de 10 mL de amostra.

Figura 19 - Turbidímetro utilizado



Fonte: Própria

3.7.4 Temperatura

Para o monitoramento da temperatura no tanque de aeração, utilizou-se sensor Pt 100 integrado à planta piloto (Figura 20).

Figura 20 - Sensor de Temperatura Pt 100 empregado



Fonte: Própria

Para as amostras coletadas, foi empregado medidor multiparâmetro modelo HQ 40d (Figura 18).

3.7.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Utilizou-se o método colorimétrico 5220 do *Standard Methods for the examination of Water* (APHA, 2005), baseado na redução do íon Cr^{+6} em Cr^{+3} . Para a realização do método, foi preparado em tubos de ensaio soluções contendo 1,2 mL de solução digestora, composta de dicromato de potássio, sulfato de mercúrio e ácido sulfúrico, além de 2,8 mL de uma solução catalítica, composta por ácido sulfúrico e sulfato de prata. Então, em cada um dos tubos, era adicionado 2 mL de amostra. Todas as dosagens foram feitas através de pipeta automática.

A oxidação foi conduzida em reator para DQO modelo DRB 200, fabricado pela empresa *HACH*, à 150 °C durante 2 horas (Figura 21). Após passado o tempo fixado, deixava-se os tubos de ensaio resfriando a temperatura ambiente. As análises de DQO, tanto do efluente bruto quanto efluente tratado eram realizadas em triplicata, visando uma melhor confiabilidade dos resultados.

Figura 21 - Reator para DQO utilizado durante análise



Fonte: Própria

Por fim, era realizada a leitura de absorvância em espectrofotômetro modelo DR 3900, fabricado pela empresa *HACH*, em comprimento de onda de 600 nm (Figura 22).

Figura 22 - Espectrofotômetro utilizado



Fonte: Própria

A DQO, expressa em mg O₂/L, foi obtida por meio de uma curva de calibração construída por meio de soluções de bifitalato de potássio. Essa curva permite converter os valores de absorvância obtidos em concentração de DQO, conversão feita de modo automático pelo equipamento após calibração.

3.7.6 Análise de Sólidos Aderidos

A quantidade de sólidos aderidos ao meio suporte foi quantificado baseado pela metodologia descrita por Minnegatti (2008). A Metodologia chamada de “Limpeza/Lavagem” consistiu na lavagem da biomassa aderida com água destilada, seguindo o seguinte protocolo:

- Retirou-se, de forma aleatória, 25 peças do interior do reator MBBR, e colocar as mesmas em conjunto num recipiente contendo 250 mL de água destilada;
- Vedou-se e agitou-se o recipiente de forma a incentivar o desprendimento dos sólidos aderidos;
- Transferiu-se toda massa líquida para outro recipiente;
- Reintroduziu-se um novo volume de 250 mL de água destilada no recipiente contendo os meios suporte e repetir os mesmos procedimentos anteriores visando a remoção da massa de sólidos eventualmente ainda aderida;
- Reuniu-se em um só volume de 500 mL a totalidade da massa líquida e a partir desta, realizar marcha de sólidos conforme o preconizado por Alpha (2006);

3.7.7 Análise de Sólidos Suspensos Voláteis

A metodologia utilizada baseia-se na metodologia descrita na seção 2540 E, detalhadas por APHA (2005). Primeiro, cadinhos com membrana de fibra de vidro eram inseridos em mufla a 560°C por 1 hora, resfriados em temperatura ambiente e então pesados (P0). Em seguida, as amostras eram filtradas e levadas à estufa, permanecendo a 105°C por 2 horas. O cadinho era novamente pesado (P1), obtendo-se o valor dos sólidos suspensos Totais (SST) pela diferença com o peso do cadinho seco (P0).

Então, precedeu-se para a calcinação do material, realizada em mufla à 560 °C por uma hora. Procedeu-se a pesagem do material restante (P2). A diferença entre P0 e P2 representa os sólidos suspensos fixos (SSF). Fazendo-se a diferença entre o SST e SSF obtido, encontrou-se os sólidos suspensos voláteis (SSV).

3.8 CÁLCULOS

3.8.1 Eficiência de remoção

Para descrição dos resultados, foi necessário calcular o valor da eficiência de remoção de alguns parâmetros físico-químicos analisados. Para tal cálculo, foi empregada a seguinte fórmula:

$$n = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100$$

(5)

Onde:

η : Eficiência de Remoção

C_i (mg/L): Concentração Inicial do parâmetro

C_f (mg/L): Concentração final do parâmetro

3.8.2 Carga Orgânica Volumétrica

Consiste na carga orgânica afluyente por unidade de volume do reator, sendo calculado pela fórmula:

$$COV = \frac{Q \times S}{V}$$

(6)

Onde:

COV (Kg DQO.m⁻³. dia⁻¹): Carga Orgânica Volumétrica.

Q (m³/dia): Vazão.

S (Kg DQO/m³): Concentração de Substrato no Afluyente.

V (m³): Volume no Reator.

3.8.3 Carga Orgânica Superficial

A carga Orgânica superficial é um parâmetro de extrema importância no contexto de sistemas reacionais com biofilme. Tal valor indica a relação entre a carga orgânica afluyente e a área superficial disponível para o crescimento do biofilme:

$$COS = \frac{Q \times S}{A}$$

(7)

Onde:

COS (Kg DQO.m⁻².dia⁻¹): Carga Orgânica Superficial.

Q (m³/dia): Vazão.

S: Concentração de Substrato no Afluyente (Kg DQO/m³).

A: Área Superficial (m²)

Desse modo, a área superficial corresponde aquele sobre a qual há formação de biofilme, podendo ser calculado por:

$$A = \alpha \times V$$

(8)

A (m²): Área Superficial

α : Área Superficial Específica fornecida pelo Fabricante (m²/m³)

V: Volume do Reator (m³)

3.8.5 Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH)

A taxa de aplicação hidráulica corresponde ao quociente entre a vazão afluyente à estação (Q) e a área superficial dos decantadores (A).

$$TAH = \frac{Q}{A} \quad (10)$$

Onde:

TAH (m³/m².h): Taxa de Aplicação Hidráulica

Q (m³/h): Vazão afluyente à estação de tratamento

A (m²): Área Superficial dos Decantadores

3.8.6 Formação de Biomassa Aderida (FBA)

A formação de biomassa aderida é uma forma de quantificação da biomassa formada por m² de biomídia disponível, podendo ser calculado por:

$$FBA = S_{TA}/A \quad (11)$$

FBA (g SSV/m²): Formação de Biomassa Aderida

S_{TA} (g): Sólidos Aderidos Totais no Tanque de Aeração

A (m²): Área Superficial Total no Tanque de Aeração (calculado pela equação 8)

Onde tem-se que:

$$S_{TA} = \frac{0,5 \times SSV_{biomídia} \times N^{\circ}_{Biomídias}}{25} \quad (12)$$

S_{TA} (g): Sólidos Aderidos Totais no Tanque de Aeração

$N^{\circ}_{Biomédias}$: Quantidade de Biomédias no Tanque de Aeração;

SSV (g/L): Sólidos Suspensos Voláteis obtidos por aplicação da metodologia de Minnegatti (2008);

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 PARÂMETROS ANALÍTICOS: EFLUENTE SINTÉTICO

Na Tabela 7 abaixo, encontra-se de forma resumida os resultados analíticos de DQO, Turbidez, Oxigênio Dissolvido, pH, e condutividade do efluente sintético, obtidos durante o tempo de operação da planta. Por serem procedimentos mais complexos e com maior possibilidade de erros, as análises de DQO foram realizadas em triplicata, enquanto que as análises realizados por sensores de bancada foram pontuais.

Tabela 7 - Resultados analíticos do efluente sintético

Data	Parâmetro	Nº Dados	Média	Desvio Padrão
Análise 1 (04/10/2019)	DQO (mg/L)	3	984,9	63,24
	Turbidez (NTU)	1	322	-
	pH	1	6,7	-
	OD (mg/L)	1	4,36	-
Análise 2 (12/10/2019)	DQO (mg/L)	3	992	4,68
	Turbidez (NTU)	1	331	-
	pH	1	6,8	-
	OD (mg/L)	1	4,76	-
Análise 3 (18/10/2019)	DQO (mg/L)	3	1006	201,8
	Turbidez (NTU)	1	410	-
	pH	1	6,15	-
	OD (mg/L)	1	5,38	-
Análise 4 (25/10/2019)	DQO (mg/L)	3	1124	123,1
	Turbidez (NTU)	1	430	-
	pH	1	6,8	-
	OD (mg/L)	1	5,2	-

Fonte: Própria

Assim, conforme pode ser observado na Tabela 7, o efluente sintético apresentou DQO afluente com concentração média de 1027 mg.L⁻¹, sendo o valor mínimo medido 984,9 mg.L⁻¹ e o máximo 1124 mg.L⁻¹. Segundo Metcalf & Eddy (2016), o esgoto municipal possui faixa típica de DQO entre 250 e 800 mg DQO/L. Observa-se então que o efluente sintético preparado possui carga orgânica poluidora maior que o de esgoto municipal.

Ainda o efluente apresentou elevada turbidez, com valor médio de 373,25 NTU, a qual pode ser constatada facilmente através de inspeção visual à olho nu (Figura 23). Conforme Figura 23, sob a perspectiva estética, o efluente sintético apresentou-se turvo, translúcido e com coloração esbranquiçada.

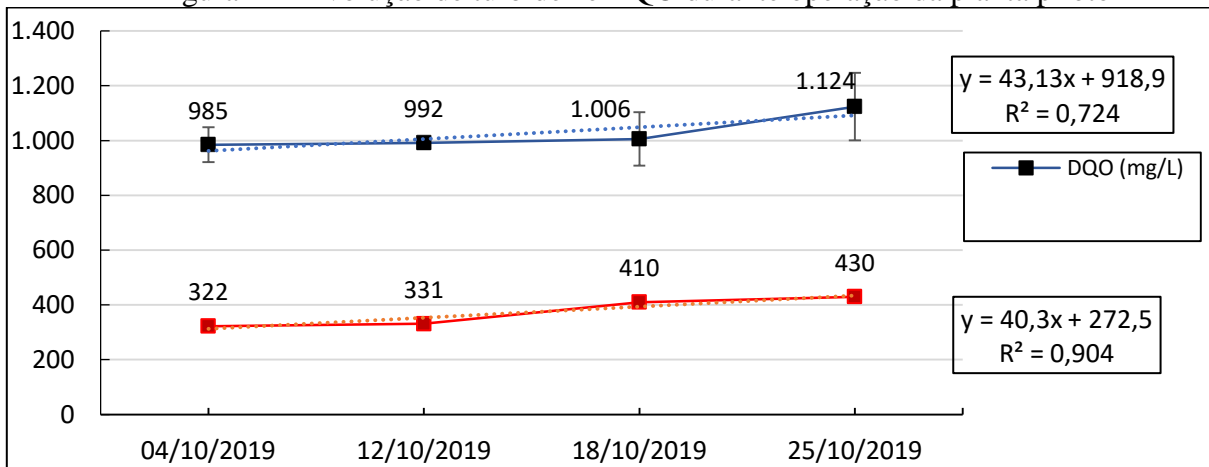
Figura 23 - Amostra do Efluente Sintético preparado



Fonte: Própria

Notou-se ligeira piora da qualidade do efluente com o tempo, refletido pelo aumento dos parâmetros Turbidez e DQO com o tempo, ilustrado na Figura 24. Então, apesar de esperar características físico-químicas fixas para o efluente sintético, observa-se a tendência de aumento dos parâmetros DQO e Turbidez com o tempo, evidenciado pelo coeficiente positivo das equações de regressão linear de ambos os dados.

Figura 24 - Evolução de turbidez e DQO durante operação da planta piloto



Fonte: Própria

Conforme descrito no tópico “3.6 EFLUENTE SINTÉTICO”, o efluente era preparado diariamente em laboratório, e então armazenado no tanque D1, de onde era bombeado para o tanque de aeração R1. Para evitar possibilidade de trabalho da bomba à seco, todos os dias o tanque D1 era enchido antes do esvaziamento total, enquanto marcava ainda 100 L de autonomia.

Assim, o não esvaziamento total do recipiente, além da ausência de um agitador, pode ter promovido um acúmulo maior de materiais sedimentáveis ao fundo do tanque com o passar dos dias. Com isso, os tais sólidos (DQO particulada) deviam estar sendo captados na coleta do efluente, devido localização da válvula de coleta ser base do tanque de alimentação, promovendo então a piora gradativa da qualidade do efluente sintético. Ainda, tal variação pode ter ocorrido devido a erros humanos ou de método durante as análises.

Entretanto, apesar da variação da qualidade do efluente, tal fator não afeta de forma negativa o experimento, visto que esses parâmetros não necessitam estar constantes para análise de eficiência do sistema proposta neste trabalho.

4.2 PARÂMETROS OPERACIONAIS

A adaptação do reator de lodos ativados para recebimento dos meios suportes foi extremamente simples: necessitou-se somente a inserção de pequenas grades em PEAD, com orifício menor que o diâmetro das biomíadas, na tubulação entre o tanque de aeração e o decantador secundário, a fim de evitar arraste do meio suporte.

Os testes hidráulicos preliminares, descritos no tópico 3.4.1, demonstraram a capacidade da planta em manter o meio suporte em movimento contínuo (fluidizado), sem a criação de zonas mortas. Com isso, neste aspecto, não foi necessário nenhum tipo de intervenção, visto que, além do compressor de ar, havia também um agitador para auxiliar na movimentação das peças.

Sob a perspectiva do tratamento biológico, o Tanque de Aeração ficou responsável pela estabilização aeróbia da matéria orgânica presente no efluente, por meio de reações bioquímicas. Já o Decantador Secundário, localizado à jusante do Tanque de Aeração, ficou responsável pela separação do material particulado, proveniente do próprio efluente e também da parcela de biofilme desprendido do meio suporte, por meio de separação física (decantação). A Tabela abaixo demonstra os valores médios dos principais parâmetros operacionais e de controle.

Tabela 8 - Valores Médios dos Parâmetros de Controle Operacional

Elemento	Parâmetro	Valor	Desvio Padrão
Tanque de Aeração	COV (Kg DQO/m ³ .dia)	1,85	0,13
	COS (g DQO/m ² .dia)	6,162	0,43
	OD (mg/L)	3,4	1,39
	Temperatura (°C)	26,7	2,1
	TDH (h)	14,12	-
Decantador Secundário	TDH (h)	7,06	-
	TAH (m ³ /m ² .h)	0,016	-

Fonte: Própria

4.2.1 Tanque de Aeração

A vazão afluyente a planta de tratamento foi fixada em 4,5 L/h, mantendo-se então um tempo de detenção hidráulica (TDH) no tanque de aeração de 14,12 horas.

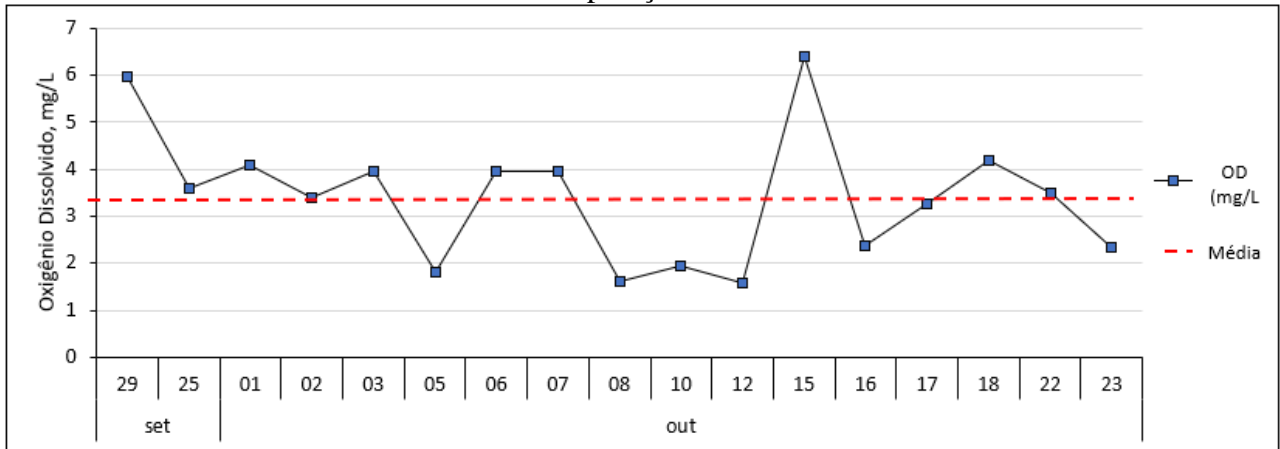
Ainda, a Carga Orgânica Volumétrica (COV) aplicada média foi de 1,85 Kg DQO/m³.d, a qual manteve-se sempre entre 2,02 Kg DQO/m³.d e 1,77 Kg DQO/m³.d.

Em relação à Carga Orgânica Superficial (COS), foram alcançados valores variando entre 5,91 g DQO.m⁻².d⁻¹ a 6,744 g DQO m⁻².d⁻¹, considerando-se uma área superficial efetiva dentro do reator de 18 m². Essa área obtém-se ao utilizar um volume de 24 L de meio suporte com o valor de 750 m².m⁻³ de área efetiva, o que corresponde a um enchimento de 40,74 % do reator.

Segundo Fujii (2011), o projeto de reatores MBBR deve considerar COS entre 0,5 a 5 g DQO/m².d. Porém, há diversos estudos com aplicação de COS superiores. Bassin (2016), obteve remoção de 90% de DQO em reator MBBR utilizando-se uma COS de 13 g DQO/m².d. Oliveira (2015) realizou operação dos reatores variando COS entre 2 e 5,5 g DQO/m².d, tendo como resultado uma maior eficiência de remoção dos compostos orgânicos quando incrementada a COS aplicada.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) dentro do tanque de aeração foi mantido com valor médio de 3,4 mg/L, sendo o valor mínimo medido 1,58 mg/L e o valor máximo 6,4 mg/L (Figura 25). Para isso, foi mantido uma vazão média de ar de 61 L/h, modificada conforme a concentração de oxigênio dissolvido dentro do tanque de aeração.

Figura 25 - Evolução do parâmetro oxigênio dissolvido no tanque de aeração ao longo período de operação



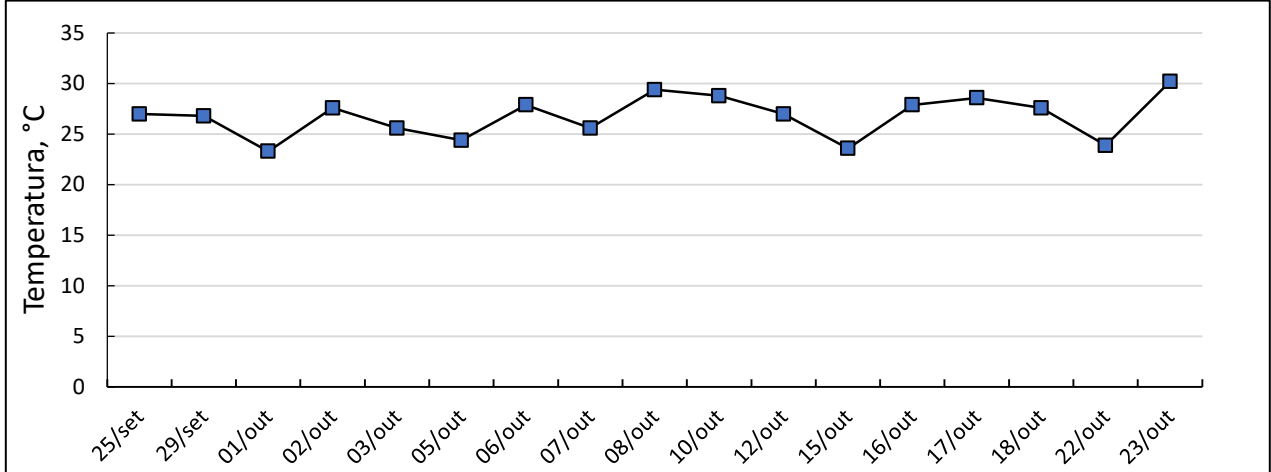
Fonte: Própria

A variação de oxigênio dissolvido no tanque de aeração é normal em sistemas de tratamento com controle manual, visto o caráter dinâmico das reações biológicas consumidoras de oxigênio e a falta de um controle automático, contínuo e preciso de regulagem de fornecimento de ar. Os valores mantidos, entretanto, apresentaram-se dentro do preconizado para devida operação de reatores aeróbios (METCALF & EDDY, 2016),

Reis (2007), realizou operação de reator MBBR em cinco regimes distintos, com valor médio de oxigênio dissolvido de 3,82 mg/L. Fonseca (2016) realizou experimentos com diferentes condições de vazão e recheio para avaliação da remoção carbonácea, no qual a concentração de oxigênio dissolvido foi em média 3,3 mg/L. Valores maiores de oxigênio dissolvido podem ser encontrados, principalmente quando objetiva-se aumentar a taxa de nitrificação, a qual não está no escopo de avaliação deste trabalho (METCALF & EDDY, 2016)

As Temperaturas no reator biológico foi em média 26,8 °C, variando entre 23,3 e 30,2 °C, conforme ilustrado na Figura 26.

Figura 26 - Evolução da Temperatura no tanque de aeração durante experimento

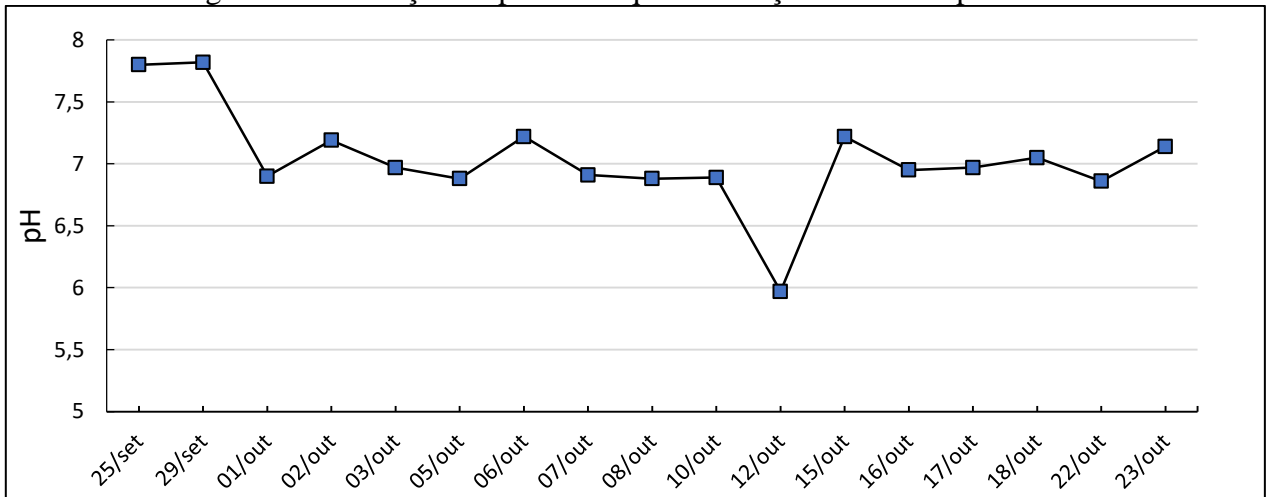


Fonte: Própria

Como apresentado na Figura 26 e com base na cinética de decomposição/conversão biológica que é otimizada entre 25 e 35°C, pode-se considerar que o reator MBBR foi operado segundo condições adequadas de temperaturas. (OLIVERIA, 2015).

Já o pH variou entre 5,96 e 7,82, sendo o valor médio obtido no tanque de aeração foi 7, conforme ilustrado na Figura 27. Esses valores apresentam-se enquadrados no preconizado pela literatura da área para uma boa eficiência do sistema MBBR (LIMA,2015).

Figura 27 - Evolução do pH no tanque de aeração durante experimento



Fonte: Própria

Observa-se grande estabilidade do pH no tanque de aeração. Recomenda-se manter o pH entre 6,5 e 7,5, a fim de evitar-se problemas operacionais diversos (SPERLING, 2016). Um pH fora da faixa preconizada pode trazer problemas operacionais como, além de causar desequilíbrio

na biota microbológica afetando diretamente a remoção de matéria carbonácea (SPERLING, 2016).

Observa-se que em apenas um dia de operação (12/10) foi obtido pH fora da faixa preconizada, não afetando então de forma abrangente o processo. A estabilidade do pH deveu-se em grande parte ao tipo de efluente utilizado. Com efluentes não sintéticos, tais como esgoto sanitário e efluente industrial, as composições afluentes tendem a ser mais variáveis, o que afeta diretamente o desenvolvimento dos micro-organismos e a composição físico-química no tanque de aeração.

Após análise de carreira de sólidos do biofilme desprendido da biomídia, foi encontrado uma concentração de 0,16 g SSV aderido/L e sólidos totais aderidos (STA) de 40,8 g, o que corresponde a uma formação de biomassa aderida (FBA) de 2,27 g SSV/m², considerando-se o volume de 24 L de meio suporte, área protegida de 750 m³/m³ e 850.000 peças/m³. Ainda, pode-se visualizar a olho nú o biofilme formado nas superfícies da biomídia.

Ainda não há uma metodologia bem definida e padronizada para a quantificação de biomassa em meio suporte (MINNEGATTI, 2008). Com isso, há diversas metodologias que resultam em diferentes valores para o parâmetro. Hon-Bin (2007), encontrou FBA de 5 g SSV/m², valor muito próximo ao encontrado neste experimento. Segundo Hon-Bin (2007), tal taxa de FBA demonstrou-se como satisfatório.

4.2.2 Decantador Secundário

Operou-se a unidade de decantação com um tempo de detenção hidráulico de 7,06 horas. O decantador possui uma área superficial de 0,28 m². Desse modo, tem-se que a Taxa de Aplicação Hidráulica no decantador é de 0,016 m³/m².h. Este valor está abaixo do preconizado por diversos autores, como por exemplo, Sperling (2016), que situa este parâmetro entre 0,33-1,17 m³/m².h.

A baixa taxa de aplicação hidráulica evidenciada pode ser explicada por aspectos construtivos e de dimensionamento da planta piloto utilizada. Segundo o manual do equipamento utilizado, o decantador secundário foi dimensionado empiricamente, estando superdimensionado com relação as suas necessidades teóricas.

O dimensionamento empírico da unidade tornou-se necessário devido à grande gama de efluentes com diferentes características físico-químicas que podem ser empregados na planta

piloto. Porém, uma baixa TAH afeta de forma positiva o processo, uma vez que há mais área útil para a decantação, tornando-a mais efetiva. O superdimensionamento trás apenas impactos negativos nos custos de implantação e operação em projetos de ETEs, uma vez que é necessário custos adicionais desnecessários para boa eficiência do sistema (METCALF & EDDY, 2016).

O biofilme despreendido das biomídias durante o processo de depuração possui velocidade de sedimentação menor que os flocos formados em reatores de lodos ativados. Por isso, em diversos sistemas MBBR, principalmente modelos compactos, é necessário a dosagem de polímeros ou sais férricos coagulantes para otimizar o processo de decantação. (ZILLI, 2013). O superdimensionamento do decantador na planta piloto utilizado tornou-se um aspecto de extrema valia, uma vez que não foi preciso a dosagem de agentes coagulantes ao processo para a devida decantação do biofilme despreendido, evidenciado pelos resultados descritos nos tópicos seguintes.

4.3 EFICIÊNCIA OPERACIONAL

A Tabela 9 é apresenta os resultados das análises físico-químicas do efluente sintético e tratado.

Tabela 9 - Resultados analíticos obtidos do Efluente e Afluente durante operação da planta

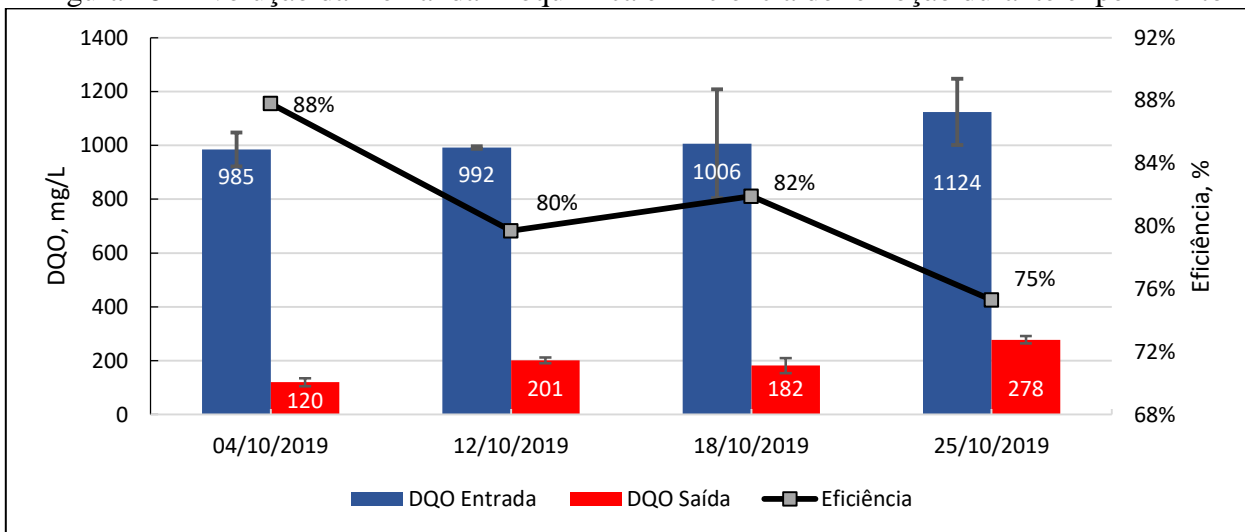
Parâmetro	Elemento	Data			
		4/10/2019	12/10/2019	18/10/2019	25/10/2019
DQO (mg/L)	Afluente	984,9 ± 63,24	992±4,68	1006±201,8	1124±123,1
	Efluente	119,9± 14,5	201± 10,9	182± 27,6	278± 13,7
	Remoção (%)	88 %	80 %	82 %	75 %
Turbidez (NTU)	Afluente	322	331	410	430
	Efluente	15,8	17	45,6	40,1
	Remoção (%)	95 %	95 %	89 %	91 %
pH	Afluente	6,7	6,8	6,15	6,8
	Efluente	6,95	6,7	7,06	6,96
OD (mg/L)	Afluente	4,36	4,76	5,38	5,2
	Efluente	5,55	5,2	6,69	5,6

Fonte: Própria

4.3.1 Remoção de Matéria Orgânica

A Figura 28 apresenta a DQO na entrada e saída do sistema de tratamento MBBR durante a operação da planta, além da eficiência de remoção deste parâmetro. Analisando-se os dados obtidos, nota-se que o sistema obteve uma eficiência média de 81,2 %, alcançando valor máximo de 87,8 % e mínimo de 75,3 %. Catino (2013), obteve resultados semelhantes empregando utilizando esgoto bruto. O mesmo realizou testes com COV fixado em 2 kg DQO/m³.d, obtendo-se 84% de remoção de matéria orgânica. Também realizou testes com COV fixado em 1 Kg DQO/m³. dia, obtendo-se eficiência de 77 % de remoção.

Figura 28 - Evolução da Demanda Bioquímica e Eficiência de remoção durante experimento



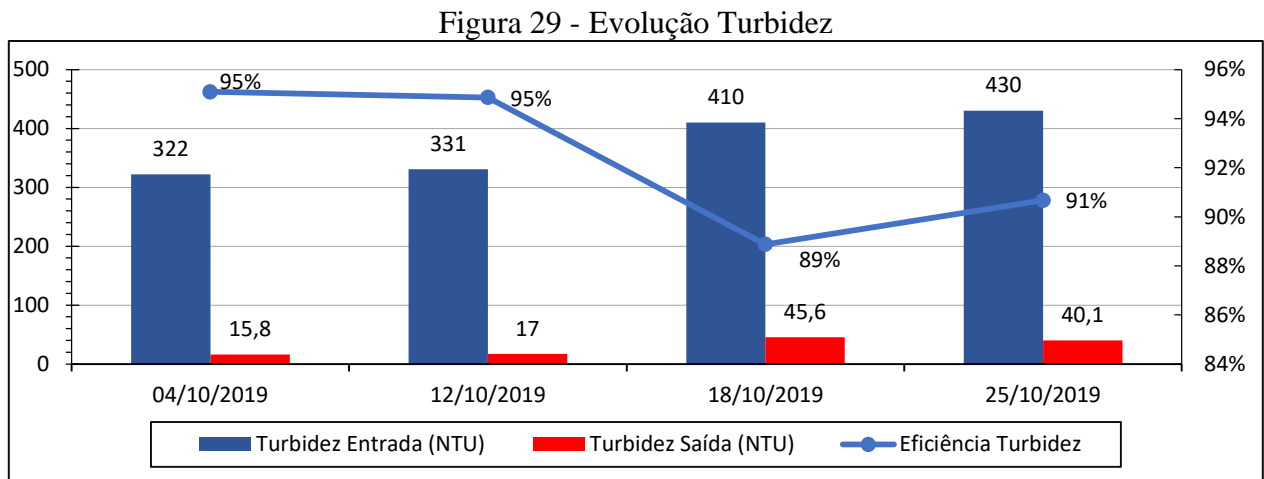
Fonte: Própria

Lima (2015) obteve uma eficiência de remoção de DQO de 97 %, utilizando-se um efluente sintético com concentração de 1.200 mg/L de DQO. Entretanto, diferente do processo neste trabalho, Lima (2015) empregou sistema MBBR de dois estágios. Assim, havia dois reatores de leito fluidizado em série: um focado na remoção de matéria orgânica, com TDH de 06 horas; outro, focado na desnitrificação, com TDH de 12 horas.

Observa-se que entre os dias 18/10 e 25/10 houve diminuição na eficiência do processo. Nos dias 21/10, 20/10, 19/10 e 14/10 houveram quedas de energia na unidade devido tempestades na cidade de Manaus. Com isso, tanto a agitação quanto a aeração ficaram comprometidas por certo tempo, o que pode ter afetado o processo.

Porém, durante toda a avaliação de desempenho do sistema, obteve-se uma eficiência satisfatória de remoção de carga orgânica, ainda mais considerando-se o pouco tempo de operação da planta piloto. Tal fato evidencia a efetividade em empregar-se meio suporte com biofilme já desenvolvido para diminuição no tempo de *Start-up* da planta de tratamento.

Já a Figura 29, apresenta a evolução da turbidez no afluente e efluente, além da porcentagem de diminuição da turbidez após tratamento. Como pode ser observado, houve elevada remoção de turbidez do efluente sintético (média de 92,5 %).



Fonte: Própria

A turbidez é uma medida indireta de sólidos em suspensão no efluente. A baixa turbidez indica um bom processo de decantação, com otimizada segregação de partículas particuladas (SPERLING, 2016). A alta eficiência de remoção deste parâmetro também contribui para um efluente com maior qualidade estética (Figura 30).

Figura 30 - Melhoria estética do efluente tratado. À esquerda, encontra-se o efluente sintético bruto. À direita, o efluente tratado.



Fonte: Própria

A remoção deste parâmetro não será comparada com outros valores da literatura, pois, segundo METCALF&EDDY (2016), não é boa prática comparar valores de turbidez de efluentes distintos, sendo, porém, um ótimo indicador para acompanhamento de estações de tratamento individualmente.

Não se compara valores de turbidez pois as distribuições de dimensões de sólidos entre efluentes distintos são muito variáveis, o que afeta diretamente nos resultados obtidos. As medidas de turbidez tendem a ser mais sensíveis para partículas com campos de variação de comprimento de onda entre 0,3 a 0,7 μm para luz visível. Ainda, tem-se que algumas partículas absorvem a maior parte da luz e refletem somente uma pequena quantidade de luz incidente. (METCALF &EDDY, 2016)

Por fim, ainda se tem a problemática de que, devido às características da reflexão de luz de partículas grandes, algumas dessas partículas podem não ser detectadas na presença de muitas partículas pequenas. Assim, são diversas as variáveis que interferem no parâmetro turbidez, constituindo algumas limitações comparativas do parâmetro (METCALF &EDDY, 2016).

5 CONCLUSÕES

O reator em escala piloto, originalmente utilizado para o processo de lodos ativados, foi modificado e operado com sucesso. Em termos de modificações na estrutura existente, apenas tornou-se necessário a inserção de tela de PEAD para impedir a passagem das biomédias do tanque de aeração para o decantador secundário. A necessidade quase nula de intervenções ilustra de maneira prática a facilidade em otimizar processos de lodos ativados através da inserção de biomédias (MBBR).

O sistema apresentou remoção carbonácea satisfatória, medida através do parâmetro DQO. Durante 40 dias de operação da planta piloto, foi obtido uma eficiência de remoção de DQO de 81,2 % e uma diminuição na turbidez do efluente de 92,5 %, mesmo com o pouco tempo de operação da planta. Segunda literatura técnica da área, a tecnologia MBBR pode trazer eficiências superiores a 95% de remoção de matéria carbonácea, demonstrando que é possível trazer melhorias operacionais ao processo (METCALF & EDDY, 2016).

O efluente tratado, além de carga poluidora baixa, apresentou qualidade estética bastante superior ao efluente sintético bruto. Entretanto, para evitar interferências significativas em projetos futuros, deve-se regularizar o fornecimento de energia elétrica para o laboratório de pesquisa da UEA, ou adquirir grupos geradores para não desligamento de equipamentos em casos de queda de energia.

As condições climatológicas de Manaus foram positivas ao processo de tratamento. O sistema foi mantido à temperatura ambiente, obtendo-se uma temperatura média de operação de 26,8 °C. Tal parâmetro encontra-se no intervalo ótimo para operação do reator MBBR, com base na cinética de decomposição/conversão biológica aplicada ao processo.

Ainda, foi observado uma boa aderência de biofilme ao meio suporte B&F PE03, o qual também é empregado em sistemas de tratamento de esgoto em Manaus. O biofilme pode ser visto tanto por inspeção visual da peça, como através da medição do FBA (2,27 g SSV/m²). Porém, como falta a padronização da metodologia de medição de FBA, torna-se bastante dificultoso a sua comparação com outras literaturas.

Assim, todos os objetivos específicos puderam ser avaliados durante o procedimento experimental, apresentando resultados satisfatórios. Porém, a operação está aberta a otimizações em aspectos operacionais e analíticos, a fim de tornar ainda mais eficiente e padronizado o processo MBBR.

6 PERSPECTIVAS

Durante o desenvolvimento do experimento, observou-se a gama de possibilidades operacionais dos sistemas MBBR. Assim, há vários parâmetros operacionais com faixas de trabalhos relativamente grandes, como OD, COV, COS, fração de enchimento, entre outros. Então, seria de extrema valia análise comparativa de eficiência do reator de escala piloto em diferentes condições operacionais.

Ainda, durante desenvolvimento do projeto de pesquisa, verificou-se diversas metodologias para quantificação da biomassa presente no meio suporte. Sugere-se então estudo comparativo das metodologias que podem ser empregadas para tal estimativa, a fim de levantar pontos fortes e fracos de cada uma, facilitando assim, processo de escolha em pesquisas no setor.

A concessionária de esgoto de Manaus, possui ETEs com dois tipos de biomédias diferentes, com características bastante distintas. Desse modo, outra sugestão é realizar análise comparativa de formação de biofilme e eficiência de tratamento do reator MBBR em mesmas condições operacionais, porém com enchimento (meio suporte) distinto.

REFERÊNCIAS

ÁGUAS DE MANAUS. **Informações internas solicitadas por e-mail.** 2019.

ANTÃO M. D. **Aplicação da digestão anaeróbia na redução de volume de lodo de estação de tratamento (ETE).** Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2011.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 22 th. Washington: Public Health Association, 2015.

BASSIN, J. **Remoção Biológica de Nutriente em Sistemas Compactos e Estudo da Diversidade Microbiana por Técnicas de Biologia Molecular.** Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2012.

BASSIN, J. Effect of increasing organic loading rates on the performance of moving-bed biofilm reactors filled with diferente support media: Assessing the activity of suspended and attached biomass fractions”. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 100, p. 131-141, 2016,

BERNARDES, R. S; SCÁRDUA, M. P; CAMPANA, N. A. **Guia para a elaboração de planos municipais de saneamento.** Brasília: Ministério das Cidades, 2006.

CAMPOS, F. Avaliação do desempenho de um sistema piloto de MBBR tratando esgoto doméstico. **Revista TAE.** São Paulo, 2013.

CANLER, J. P.; PERRET, J. M.; CHOUBERT, J. M. Évaluation, optimisation et modélisation de filières de traitement: cas du procédé à cultures fixées fluidisées (MBBR). **Sciences Eaux and Territoires: la Revue du IRSTEA,** Irstea, p. 16-23, 2013.

CATINO, C.; **Wastewater treatment unsing MBBR tecnologia.** Journal of Engineering Science and Technology, Bangi, 2013.

CHERNICHARO, C. **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios.** Minas Gerais, 1997.

DALE, C. et al. **Wastewater treatment unsing MBBR in cold climates.** Mine Water Solutions in Extreme Enviroments, Vancouver, Abril 2014. ISSN 978-0-9917905-7-9.

DE OLIVEIRA, D. V. **Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR).** Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2008.

FONSECA, D. L. **Desempenho de Sistemas MBBR em diferentes condições de recheio e vazão: estudo em escala piloto e laboratorial.** Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, p. 19-23. 2016.

FUJII, F. Y. et al. **Desempenho de reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel.** Eng Sanit Ambient, São Paulo, v. 18, n. 4, p. 349-358, Junho 2013.

FUJII, F. Y. **Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

HELLER, L. **Mudanças e saneamento Básico: impactos, oportunidades e desafios para o Brasil.** Sustentabilidade urbana: impactos do desenvolvimento econômico e suas consequências sobre o processo de urbanização em países emergentes. Rio +20. Brasília: [s.n.]. 2015.

HEM, L. J.; RUSTEN, N.; ODEGAARD, H. **Nitrification in a Moving Bed Biofilm Reactor.** Pergamon, Trondheim, v. 28, n. 6, Setembro 1994. ISSN 0043-1354/94.

HON-BIN, Y; **Medium-Strength ammonium removal using a Two-Stage Moving Bed Biofilm Reactor System.** **Environmental Engineering Science.** Washington, 2007.

JORDÃO E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** ABES. Edição. Rio de Janeiro, 1995.

KAWAN, J. A. et al. **A review on sewage treatment and polishing using moving bed bioreactor (MBBR).** Journal of Engineering Science and Technology, Bangi, v. 11, n. 8, p. 1098-1120, 2016.

LAZAROVA, V.; MANEM, J. **Innovative biofilm treatment technologies for water and wastewater treatment.** Bryers JD, Nova Iorque, p. 159-206, 2000.

LIBERGER L.; **Saneamento básico: uma visão da saúde.** Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2012.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. V.; AVEZZÙ, F. **To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management.** Journal of Environmental Management 94, 61-68, 2012.

LIMA, C. L. L. **Diagnóstico do Esgotamento Sanitário da Cidade de Palmas - TO.** Tocantins, 2011.

LIMA, J. **Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas uma estratégia de inclusão social: Gestão sustentável dos recursos naturais.** EDUEPB. Campina Grande, 2013.

LIMA, P. S. **Avaliação do efeito da carga orgânica na operação de um sistema MBBR de dois estágios visando a remoção de matéria orgânica e Nitrogênio.** Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, p. 35-40. 2015.

LOUKIDOU, M.; ZOUBOULIS, A. **Comparison of two biological treatment process using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment.** Environmental Pollution, p. 273-281, 2001.

MELO, G. **Saneamento Básico como forma preventiva da dengue em Aparecida de Goiânia.** Universidade de Brasília. Goiânia. 2010.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse.** 6.th. Nova York: Mcgraw Hill, 2016.

MIGUEL E. O. et al. **Manual para lá implantación de sistemas de depuración em pequenas poblaciones.** Madrid, 2008.

MINNEGATTI, D. V. **Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR).** Dissertação (Mestrado em Engenharia). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2008.

MOUSSAVI, G.; FRAROUGH, K.; FARZADKIAC, M. **Perfomance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater.** Process Safety and Environmental Protection, 2010.

ODEGAARD, B.; RUSTEN, B.; WESTRUM, T. **A new moving bed biofilm reactor - application and results.** Water Science and Technology, v. 29, p. 157-165, 1994.

ODEGAARD, H.; RUSTEN, B.; BADIN, H. Small wastewater treatment plants based on moving bed biofilm reactor. **Water Science and Techonology**, v. 28, n. 10, p. 351-359, 1993.

OKANO. O. et al. **Biogás: Geração e uso energético.** 1º edição. São Paulo, 2006.

OLIVEIRA, D. V. **Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR).** Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, p. 6. 2008.

OLIVEIRA, D.V. **Avaliação da remoção de nitrogênio via nitrificação e desnitrificação simultânea em um reator biológico com leito móvel (IFAS).** Dissertação (Doutorado em Engenharia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2015.

OLIVEIRA, F. S. **Avaliação do potencial de utilização do biogás gerado em estação de tratamento de esgoto para conversão em energia elétrica.** Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2013.

ONU. **Assembleia Geral das Nações Unidas. Convenção das Nações Unidas sobre os Direitos da Criança.** 1989. Disponível em <http://www.onu-brasil.org.br/doc_crianca.php>. Acesso em 18/4/2019.

QIQI, Y.; QUIANG, H.; IBRAHIM, H. Review on Moving Bed Biofilm Process. **Pakistan Journal of Nutrition**, v. 11, n. 9, p. 706-713, 2012.

REIS; G. G.; **Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com Biofilme (MBBR).** Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2007

RODGER, M.; ZHAN, M. **Moving-medium biofilm reactors**. Reviews in Environmental Science and biotechnology, Netherlands, v. 2, p. 213-224, 2003.

RODRÍGUEZ, L. B. **El tratamiento descentralizado de aguas residuales domésticas como alternativa sostenible para el saneamiento periurbano en Cuba**. Ingeniería Hidráulica y ambiental, nº. 1, 2009.

RUSTEN, B. et al. **Design and operation of the Kaldness moving bed biofilm reactors**. Aquacultural Engineering, Oslo, v. 34, p. 322-331, Abril 2006.

RUSTEN, B.; ODD, H.; ODEGAARD, H. **Moving Bed Biofilm Reactors and Chemical Precipitation For high efficiency Treatment of Wastewater from small communities**. Water Science and Technology, Tinsberg, v. 35, n. 6, p. 71-79, 1997.

RUSTEN, B.; SILJUDALEN, J.; NORDEIDET, B. **Upgrading to nitrogen removal with the KMT Moving bed Biofilm Proces**. Water Science and Technology, v. 29, p. 185-195, 1994.

SPERLING, M. V. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 4º. ed. [S.l.]: Desa, v. 2, 2016.

SPERLING, V. M.; **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3º edição. Editora FCO. Minas Gerais, 2005.

SPERLING, V. M.; **Lodos Ativados**. 6º edição. Editora FCO. Minas Gerais, 2016.

SURIYACHAN, C.; NITIVATTANANON, V. **Potential of decentralized wastewater management for urban development: Case of Bangkok**. Habitat International 36, 85-92, 2012.

ZILLI, R. P. **Influência do tempo de retenção hidráulica e da velocidade superficial do ar no desempenho de um reator de leito móvel com biofilme aderido (MBBR)**. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, p. 39. 2013.

ZOPPAS, F. M.; BERNADES, A. M.; MENEGUEZZI, Á. **Parâmetros Operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea**. Porto Alegre, p. 29-42, 2016.