



UNIVERSIDADE DO VALE DO TAQUARI - UNIVATES

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE LODOS
ATIVADOS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES
DE UMA EMPRESA DE BATATAS CHIPS EXPOSTO A
DIFERENTES VAZÕES DE AR**

William Luis Gerhardt Fin

Lajeado, junho de 2018

William Luis Gerhardt Fin

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE LODOS
ATIVADOS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES
DE UMA EMPRESA DE BATATAS CHIPS EXPOSTO A
DIFERENTES VAZÕES DE AR**

Monografia apresentada na disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso II, do Curso de Engenharia Ambiental, da Universidade do Vale do Taquari - Univates, como parte da exigência para obtenção de título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Cristina de Almeida Silva

Lajeado, junho de 2018

RESUMO

As indústrias são grandes contribuintes da alta carga orgânica lançada em recursos hídricos, provenientes de seus processos de fabricação. Por isso, é de suma importância o controle da qualidade do efluente gerado, bem como a responsabilização da empresa geradora. O trabalho avaliou a possibilidade de redução da vazão da aeração do reator de lodos ativados com testes realizados em três situações distintas: com a aeração em 100% da vazão (situação 1), 66% (situação 2) e por fim 33% (situação 3). Para avaliar a efetividade do tratamento nas diferentes condições, além da análise dos parâmetros estabelecidos na legislação, também foram acompanhadas as condições estabelecidas dentro do sistema para o desenvolvimento dos microrganismos necessário ao tratamento. Foram realizados ensaios de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK); nitrogênio amoniacal; oxigênio dissolvido (OD); temperatura; potencial hidrogeniônico (pH); potencial de oxirredução (ORP); e série de sólidos. Os resultados obtidos foram comparados aos padrões estabelecidos pela legislação vigente, ao projeto original do reator de lodos ativados e às condições descritas nas bibliografias consultadas. Nos três cenários avaliados, os parâmetros estudados atenderam os padrões de lançamento exigidos na legislação. As condições levantadas no estudo apontaram para um superdimensionamento da ETE em relação ao regime atual de geração de efluentes. As condições no interior do reator de lodos ativados e no decantador secundário mostraram-se adequadas na situação 1 e 2. Na situação 3, os valores de OD e ORP apresentaram-se fora da faixa ideal descrita na bibliografia. Não foram registradas variações significativas de biomassa no interior do reator durante as situações criadas. O tratamento apresentou alta eficiência de remoção de NTK, DQO, DBO₅ e nitrogênio amoniacal. Na situação 3, verificou-se redução da eficiência de remoção dos parâmetros avaliados no decorrer das coletas. Sendo assim, acredita-se que essa perda de eficiência esteja relacionada as baixas concentrações de OD registradas no reator.

Palavras-chave: Lodos ativados. Efluente. Aeração. Aeração prolongada. Oxigênio Dissolvido.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição dos diversos tipos de sólidos.....	20
Figura 2 – Ciclo de transformações do nitrogênio em sistemas biológicos	29
Figura 3 – Representação lodos ativados aeração prolongada	43
Figura 4 – Fluxograma da ETE	45
Figura 5 – Peneira manual, composto por um saco de rafia seguido de tanque de equalização	46
Figura 6 – Decantador primário.....	46
Figura 7 – Tanques de tratamento físico-químico	47
Figura 8 – Leitões de secagem do lodo proveniente do tratamento físico-químico.....	48
Figura 9 – Reator UASB.....	49
Figura 10 – Reator de aeração do sistema de lodos ativados	49
Figura 11 – Decantador secundário	50
Figura 12 – Pontos de coleta.....	51
Figura 13 – Sonda Horiba utilizada nas medições dos parâmetros OD, temperatura, pH e ORP.....	54
Figura 14 – Cápsula de porcelana calcinada	55
Figura 15 – Cone de Imhoff utilizado nas análises de SS	56
Figura 16 – Oxitop® utilizado em análises de DBO ₅	58

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Leituras de OD nos pontos analisados em 3 situações distintas ...	62
Gráfico 2 – Variação da temperatura (°C)	64
Gráfico 3 – Leituras de ORP nos pontos selecionados	66
Gráfico 4 – Evolução dos sólidos sedimentáveis durante variação da aeração.	67
Gráfico 5 – Concentração de sólidos totais no interior do reator de lodos ativados.....	68
Gráfico 6 – Resultados DBO ₅ Entrada reator	69
Gráfico 7 – Resultados DBO ₅ Saída Final.....	70
Gráfico 8 – Resultados de concentração de DQO Entrada Reator	72
Gráfico 9 – Resultados de concentração de DQO Saída Final	72
Gráfico 10 – Análises nitrogênio amoniacal	75

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Efeito da concentração de OD na remoção de nitrogênio encontrados na literatura.....	23
Quadro 2 – Temperaturas reportadas na literatura para a remoção biológica de nitrogênio.....	25
Quadro 3 – Valores de pH relatados na literatura para a remoção biológica de nitrogênio.....	26
Quadro 4 – Relação entre a presença de um microrganismo específico e a característica do processo	41
Quadro 5 – Principais diferenças entre o processo convencional de lodos ativados e o método de aeração prolongada	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Limites de lançamento para efluentes líquidos, conforme Resolução CONSEMA n.º 355/2017	18
Tabela 2 – Valores médios de OD em cada situação criada.....	63
Tabela 3 – Valores médios de pH nas diferentes situações estudadas.	64
Tabela 4 – Valores médios de ORP em cada situação criada	65
Tabela 5 – Valores médios de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis	68
Tabela 6 – Eficiência de remoção de DBO ₅	70
Tabela 7 – Valores médios de DBO ₅ em cada situação criada	70
Tabela 8 – Valores médios de DQO em cada situação criada	702
Tabela 9 – Resultados NTK	74

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio após 5 dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
N	Nitrogênio
NT	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
NBR	Norma Brasileira
OD	Oxigênio dissolvido
ORP	Potencial de oxirredução
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
SF	Sólidos Fixos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SS	Sólidos Sedimentáveis
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 OBJETIVOS.....	13
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
3.1 Ciclo hidrológico e distribuição da água	14
3.1.1 Rotas da água.....	15
3.2 Poluição e legislações referentes ao lançamento de efluentes	16
3.3 Caracterização dos esgotos industriais.....	18
3.4 Parâmetros para controle e monitoramento de ETE's	19
3.4.1 Sólidos	19
3.4.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	21
3.4.3 Demanda química de oxigênio (DQO)	22
3.4.4 Oxigênio dissolvido (OD).....	23
3.4.5 Temperatura.....	24
3.4.6 Potencial Hidrogeniônico (pH)	26
3.4.7 Potencial de oxirredução (ORP).....	27
3.4.8 Nitrogênio	27
3.5 Parâmetros de controle de operação na ETE	30
3.5.1 Vazão	30
3.5.2 Tempo de detenção hidráulico (TDH).....	30
3.6 Tratamento de águas	31
3.6.1 Tratamento biológico.....	34
3.6.2 Lodos Ativados	35
3.6.3 Aeração prolongada.....	42

4 METODOLOGIA	44
4.1 Descrição do sistema de tratamento	44
4.2 Projeto existente	50
4.3 Métodos de análise e monitoramento dos experimentos.....	51
4.3.1 Determinação da vazão de operação.....	52
4.3.2 Tempo de detenção hidráulico.....	53
4.3.3 Determinação do OD, temperatura, pH e ORP	53
4.3.4 Determinação de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)	54
4.3.5 Determinação de Sólidos Sedimentáveis (SS)	56
4.3.6 Determinação de Demanda Química de Oxigênio (DQO)	57
4.3.7 Determinação da DBO ₅	58
4.3.8 Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	59
4.3.9 Determinação do nitrogênio amoniacal	59
4.3.10 Cálculos de eficiência	60
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	61
5.1 TDH e Vazão.....	61
5.1.1 OD.....	62
5.1.2 Temperatura.....	63
5.1.3 pH	64
5.1.4 ORP.....	65
5.1.5 Sólidos	67
5.2 Eficiência.....	69
5.2.1 DBO ₅	69
5.2.2 DQO	71
5.2.3 NTK.....	73
5.2.4 Nitrogênio amoniacal	74
6 CONCLUSÕES	76
6.1 Considerações Finais	77
REFERÊNCIAS.....	78

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem essencial à vida e ao desenvolvimento econômico-social das nações. Trata-se de um recurso renovável que pode tornar-se escasso com o crescimento da população, das indústrias e da agricultura. Do total de água disponível no planeta, apenas 0,8% é água doce, divididos em águas subterrâneas (97%) e águas superficiais (3%). Diante desses números, fica evidente a necessidade de conservação dos recursos hídricos, visando principalmente manter qualidade das águas (TUCCI, 2013).

A instalação dos homens sempre se deu em locais próximos a suas fontes de energia. Sendo assim, os resíduos humanos, ou seja, poluição, sempre foram descartados em locais próximos as suas próprias fontes de água e alimento. Diante do agravamento dos níveis de poluição emitidos, a população manifesta inquietações quando seus recursos atingem níveis de qualidade indesejáveis, tornando o recurso energético impuro, economicamente indesejado ou quase irreversível (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Existem duas principais motivações para o tratamento de esgotos, sendo elas: a preservação do meio ambiente e a proteção à saúde pública (TUCCI, 2013). Os efluentes industriais, juntamente com os esgotos domésticos, são os principais responsáveis pela depleção do oxigênio em corpos hídricos, contribuição de sólidos, nutrientes e organismos patogênicos. O lançamento de efluentes com altas cargas orgânicas geram uma demanda de oxigênio a fim de satisfazer os microrganismos responsáveis pela degradação desses compostos químicos orgânicos, que são utilizados para pelos microrganismos como fonte energética. Corpos hídricos saudáveis, com uma vida aquática ativa, necessitam de condições mínimas de

oxigênio dissolvido (OD) em torno de 4 mgO₂/L. O alto consumo de OD por microrganismos pode gerar condições de anaerobiose e consequente perda da vida aquática (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

O despejo de efluentes com alta concentração de nutrientes como nitrogênio e fósforo, aliado a altas cargas orgânicas, podem ocasionar, principalmente em corpos hídricos de água doce como lagos e estuários, a proliferação de algas. Assim como os nutrientes, a presença de matéria sólida elevada pode ocasionar aumento da turbidez e consequente diminuição da luz no corpo hídrico, impedindo processos como fotossíntese e produção de OD (SILVA et al., 2008).

O tratamento dos efluentes é dividido em quatro: tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento avançado. No primeiro caso, são realizadas apenas remoção de sólidos grosseiros. No tratamento primário, faz-se utilização de produtos químicos e processos físicos para remoção de sólidos em suspensão, gerando um lodo primário como resíduo. O tratamento secundário utiliza processos biológicos para remover sólidos dissolvidos e finos em suspensão que não tenham sido removidos no processo anterior. Por último, encontra-se a etapa de tratamento avançado, que busca um polimento final no efluente, removendo, por exemplo, nutrientes (fósforo e nitrogênio), organismos patogênicos e metais pesados (TUCCI, 2013).

Dentre os diferentes tipos de tratamentos biológicos, destaca-se o sistema de lodos ativados, que apresenta vantagens como elevada eficiência na remoção de DBO, possibilidade de remoção biológica de nitrogênio e fósforo, pequena área de instalação requerida e redução de maus odores (VON SPERLING, 2005).

Para garantir a eficiência do sistema de tratamento utiliza-se de parâmetros de qualidade, que são parâmetros químicos, físicos e biológicos que tem a capacidade de quantificar a qualidade do efluente bruto e tratado. Os parâmetros de qualidade devem estar de acordo com os padrões de qualidade, estipulados pela legislação. Legalmente, os principais padrões de lançamento baseiam-se nas legislações de âmbito federal, podendo restringir-se com legislações estaduais e municipais. As resoluções CONAMA n.º 357/2017 e CONAMA n.º 430/2011 definem divisão dos corpos d'água em classes de acordo com os parâmetros medidos e

padrões de lançamento de efluentes, respectivamente. A resolução CONAMA n.º 274/2000 define padrões de balneabilidade dos corpos d'água e a portaria n.º 2914/2012 do Ministério da Saúde estabelece os padrões de potabilidade da água.

A estação de tratamento de efluentes da empresa estudada é composta por tratamento preliminar, primário e secundário. Os efluentes são provenientes da lavagem de batatas in natura e cortadas, sendo assim é caracterizado por altos níveis de carga orgânica e nutrientes. O efluente passa por um filtro grosseiro que retém cascas de batata de maiores dimensões. Após, o efluente é encaminhado a uma caixa de sedimentação, em que sem adição de nenhum produto químico se observa principalmente a sedimentação da fécula de batata. Na etapa seguinte são utilizadas caixas de tratamento físico-químico, em que é feita a adição de floculante orgânico e polímero para forçar a decantação do restante dos sólidos sedimentáveis. Inicia-se então a etapa biológica do tratamento, passando primeiramente por um reator anaeróbio de fluxo ascendente e em seguida por um reator de lodos ativados com sistema de ar difuso.

O presente trabalho se justifica tendo em vista que a estação de tratamento está dimensionada para receber uma vazão diária de 16m³ de efluente, em contrapartida a geração de efluente atual é de aproximadamente 8m³ diários. O projeto de ampliação da estação foi feito em 2014, quando foi acrescentado ao tratamento um sistema de lodos ativados de aeração prolongada com aeradores de ar difuso, visando um aumento da produção a longo prazo. Porém a crise econômica que se estabeleceu, posterior a ampliação da estação, freou o crescimento da capacidade produtiva. Sendo assim, o tempo de detenção hidráulico (TDH) projetado para o sistema de lodos ativados aumentou em média 2 vezes, alterando também a quantidade de matéria orgânica fornecida ao reator para aproximadamente 50% da utilizada no projeto.

Este estudo tem como objetivo avaliar a eficiência do sistema de lodo ativado da estação de tratamento de efluentes de uma empresa de batatas chips quando exposto a diferentes vazões de ar fornecido pelo sistema de aeração. O maior custo atualmente da estação de tratamento de efluentes (ETE) é a energia elétrica, o consumo quase total é pelo soprador que alimenta o sistema de lodos ativados.

Para avaliar se os diferentes tempos de aeração interferem na eficiência do sistema, serão realizadas análises visando monitorar os seguintes parâmetros: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK); nitrogênio amoniacal. Serão também monitorados os parâmetros de OD, temperatura, pH e potencial de oxirredução (ORP) do reator para garantir condições adequadas para o desenvolvimento dos microrganismos dentro do reator. Para constatar o crescimento da biomassa serão realizadas análises de sólidos totais, sólidos sedimentáveis e sólidos voláteis, comparando os 3 cenários.

2 OBJETIVOS

Com o objetivo de verificar a possibilidade da redução do tempo de funcionamento do soprador de ar, serão realizadas análises avaliando três diferentes cenários: primeiro com 100% de vazão do ar proveniente do soprador (método utilizado atualmente), num segundo momento uma vazão de 66% e por último uma vazão de 33%. Para melhor desenvolvimento do trabalho foram definidos dois objetivos específicos:

- a) Verificar as condições atuais de operação da ETE, avaliando se os parâmetros de lançamento são atendidos com a atual configuração;
- b) Avaliar a possibilidade de redução de vazão do soprador de ar, sem que a eficiência do tratamento seja afetada.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Ciclo hidrológico e distribuição da água

A água desenvolve papel vital na composição inorgânica da matéria viva, chegando a representar 98% do peso em alguns animais e atingindo 60% no homem. A quantidade de água no planeta é mal distribuída, dos $1,36 \times 10^{18}$ m³, a água dos mares e oceanos representa 97%, enquanto geleiras somam 2,2%, restando apenas 0,8% de água doce (VON SPERLING, 2009).

Além de saber como a água se distribui, é de suma importância conhecer seus movimentos pelo planeta. O ciclo hidrológico descreve com precisão a circulação da água por mecanismos como precipitação, escoamento superficial, infiltração, evaporação e transpiração. Apesar de estar em constante movimento na terra, a quantidade de água existente é sempre a mesma, apenas alternando fases (PEIL, 2015).

A evapotranspiração é dividida em duas fases, transpiração de organismos vegetais e evaporação de águas superficiais. A água é transferida para a atmosfera sob a forma gasosa através da evapotranspiração. Na atmosfera, as partículas de água se unem, formando pequenas gotículas que por sua vez formam as nuvens. Ao se entrarem em contato com pequenas partículas de poeira, as gotículas condensam, ganhando peso e precipitam, fazendo com que a água volte para a superfície da Terra sob a forma líquida (TUCCI, 2013).

Ao atingir a superfície, a água passa a se infiltrar no solo até a saturação total do mesmo, quando a água passa a infiltrar com menor velocidade no solo e a maior parte do volume precipitado escoar pela superfície do solo. Nos centros urbanos e em solos com baixa permeabilidade, a água infiltra muito pouco, fazendo surgir o escoamento superficial mais rapidamente (TUCCI, 2013).

Atualmente o uso da água se dá de inúmeras maneiras, porém as quatro principais são: abastecimento doméstico, abastecimento industrial, irrigação e dessedentação de animais. Pode-se salientar ainda que apenas os abastecimentos industrial e doméstico necessitam de um prévio tratamento da água para seu devido uso, enquanto os outros dois não exigem uma água de tão boa qualidade. Quando se analisa a diluição de despejos a relação de uso da água e qualidade necessária é interessante, porém sempre deve-se lembrar que a maioria dos recursos hídricos servem tanto a um fim nobre (abastecimento doméstico e industrial) quanto aos menos nobres (irrigação e outros). Os critérios de qualidade devem procurar atender todos os usos para aquela água (VON SPERLING, 2005).

3.1.1 Rotas da água

Durante o ciclo da água, na sua forma líquida, ocorrem alterações das características conforme utilizações dadas a mesma. A qualidade pode ser alterada e enquadrada nas seguintes etapas do percurso: (VON SPERLING, 2011).

- Água bruta: diretamente retirada de rios, lagos, lençóis subterrâneos, possuindo características conforme o meio onde está inserida.
- Água tratada: água que sofre alterações da sua qualidade para atender diferentes características para uso final.
- Água usada (esgoto bruto): água com características alteradas, diretamente após o uso.
- Esgoto tratado: após coleta do esgoto bruto, são realizados processos que alteram a qualidade da água, removendo os principais poluentes antes do lançamento no corpo receptor.

- Água pluvial: água que escoar na superfície do solo incorporando novos constituintes devido a esse contato. É coletada pelo sistema de drenagem pluvial no meio urbano.
- Corpo receptor: local de despejo do efluente da estação de tratamento e da água pluvial. No corpo receptor ocorrem processos como diluição e outros mecanismos de autodepuração, que mudam as características qualitativas da água.
- Reuso: possibilidade de utilizar esgotos tratados para fins menos nobres na agricultura, indústria e meio urbano.

Gerenciar as rotas da água é fundamental para garantir a qualidade água para seus diferentes usos, é nesse âmbito que o papel do Engenheiro Sanitário e Ambiental se faz necessário (VON SPERLING, 2011).

3.2 Poluição e legislações referentes ao lançamento de efluentes

A poluição indica a ocorrência de alterações prejudiciais ao meio aquático, e quando tais alterações colocam em risco a saúde dos elementos da biota ou do ser humano que dele faz uso, a poluição passa a ser denominada como contaminação. A ocorrência da contaminação por ação antrópica sempre estará associada a poluição, contudo é possível poluir um corpo d'água sem que ocorra contaminação (LIBÂNIO, 2008).

Divide-se, para melhor entendimento, a poluição em duas formas: poluição pontual (em que os poluentes atingem o corpo receptor de forma concentrada no espaço) e poluição difusa (poluentes são distribuídos ao longo do espaço do corpo receptor ao serem despejados, não se concentrando em um único ponto) (VON SPERLING, 2009).

A realidade brasileira não é animadora, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento de 2015 (SNIS) apenas 42,67% dos esgotos coletados no país são tratados. Esses valores são refletidos diretamente à população, que tem a saúde pública prejudicada. Essas informações vêm de

encontro com a definição da organização mundial da saúde (OMS) sobre saneamento: “Saneamento é o controle de todos os fatores do meio físico do homem que exercem ou podem exercer efeito contrário sobre o bem-estar físico, social ou mental”. Ou seja, a taxa de mortalidade infantil pode ser diretamente relacionada com os valores de abastecimento de água potável e coleta de esgotos, quanto maior a porcentagem de abastecimento de água, menor a mortalidade. Seguindo o raciocínio, quanto maior a porcentagem de esgoto coletado, menor a taxa de mortalidade (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Efluentes industriais são definidos como qualquer água residual que tenha sido utilizada em um processo dentro da indústria. Por existir enormes variações de características de efluentes conforme o ramo de atuação da indústria, cada caso exige diferentes níveis de tratamento, sendo necessária uma análise única para cada caso (DERISIO, 2012).

Segundo a Resolução CONAMA n.º 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para seu enquadramento, os corpos hídricos podem ser divididos em diferentes classes segundo a qualidade da água presente. Estabelecendo os usos indicados para cada classe bem como os valores máximos que os parâmetros de controle podem atingir para enquadramento.

Visando estabelecer padrões de lançamentos de efluentes criou-se uma legislação específica, em âmbito nacional, a Resolução CONAMA n.º 430/2011, que define condição e padrões para lançamento de efluentes nos corpos d’água. Esta Resolução também indica que órgãos ambientais são responsáveis por estabelecer limites de lançamentos de efluentes, respeitando os limites da Resolução, podendo restringi-los.

No estado do Rio Grande do Sul, os padrões para lançamento de efluentes líquidos em corpos d’água são definidos pela Resolução CONSEMA n.º 355/2017. Os limites são seccionados conforme a vazão de lançamento no corpo receptor. No caso de efluentes líquidos, com exceção dos efluentes sanitários, os limites de lançamento devem respeitar os seguintes valores expressos na tabela 1.

Tabela 1 – Limites de lançamento para efluentes líquidos, conforme Resolução CONSEMA n.º 355/2017

Faixa de vazão do efluente (m³/d)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Fósforo Total		Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Coliformes Termotolerantes	
				mg/L	Eficiência		NMP/100mL	Eficiência
(1) Q < 100	120	330	140	4	75%	20	10 ⁵	95%
(2) 100 ≤ Q < 500	110	330	125	3	75%	20	10 ⁴	95%
(3) 500 ≤ Q < 1.000	80	300	100	3	75%	20	10 ⁴	95%
(4) 1.000 ≤ Q < 3.000	70	260	80	2	75%	20	10 ⁴	95%
(5) 3.000 ≤ Q < 7.000	60	200	70	2	75%	20	10 ⁴	95%
(6) 7.000 ≤ Q < 10.000	50	180	60	2	75%	20	10 ⁴	95%
(7) 10.000 ≤ Q	40	150	50	1	75%	20	10 ³	99%

Fonte: CONSEMA (2017, texto digital).

3.3 Caracterização dos esgotos industriais

Segundo Jordão e Pessôa (2014), águas de rejeito de processo são efluentes oriundos das áreas de processamento da indústria, sendo utilizada para fins como águas de lavagem de operação de limpeza, resultante ou eliminada no decorrer de várias reações ou de outras fontes durante o processamento. Os poluentes gerados pela indústria podem ser divididos em duas classes, de natureza orgânica ou inorgânica.

O tratamento de efluentes das indústrias alimentícias é, na maioria das vezes, uma prática relativamente complexa. Cada indústria possui suas particularidades, existindo muitas variáveis envolvidas, que dificultam a padronização de processos de tratamento. Entre essas variáveis estão as diferentes matérias-primas, os diversos processos de produção, as condições climáticas e a disponibilidade de água. Assim, raramente, as soluções para tratamento de efluentes de indústrias alimentícias podem ser transplantadas integralmente de uma unidade industrial para outra (PARENTE et al., 2002). Dentro da indústria busca-se sempre a redução da geração de efluentes, aplicando ações como conservação da água, segregação dos despejos, modificações no processo produtivo, reuso da água e aproveitamento de subprodutos (DERISIO, 2012).

Segundo Von Sperling (2011), a indústria alimentícia de processamento de batata gera cerca de 7,5 a 16m³ de efluente por tonelada de batata processada e a

quantidade de DBO gerada pode variar de 10 a 25 Kg DBO/ton processada, podendo ter um potencial poluente maior que indústrias de processamento de carne de frango (4 a 30 Kg DBO/ton processada) e carne de boi (1 a 24 Kg DBO/ton processada).

3.4 Parâmetros para controle e monitoramento de ETE's

Segundo Jordão e Pessoa (2014), para caracterizar corpos d'água ou efluentes recorre-se aos parâmetros de qualidade, que definem em grandezas essas características. Os parâmetros são de origem biológica, química ou física, e são utilizados para poder mensurar o desempenho da ETE, bem como verificar seu enquadramento quanto às exigências legais.

A seguir são apresentados os parâmetros selecionados para avaliação e acompanhamento da eficiência da ETE durante os experimentos a fim de determinar a possibilidade da redução da vazão de ar fornecido ao sistema sem que a qualidade do efluente final seja afetada.

3.4.1 Sólidos

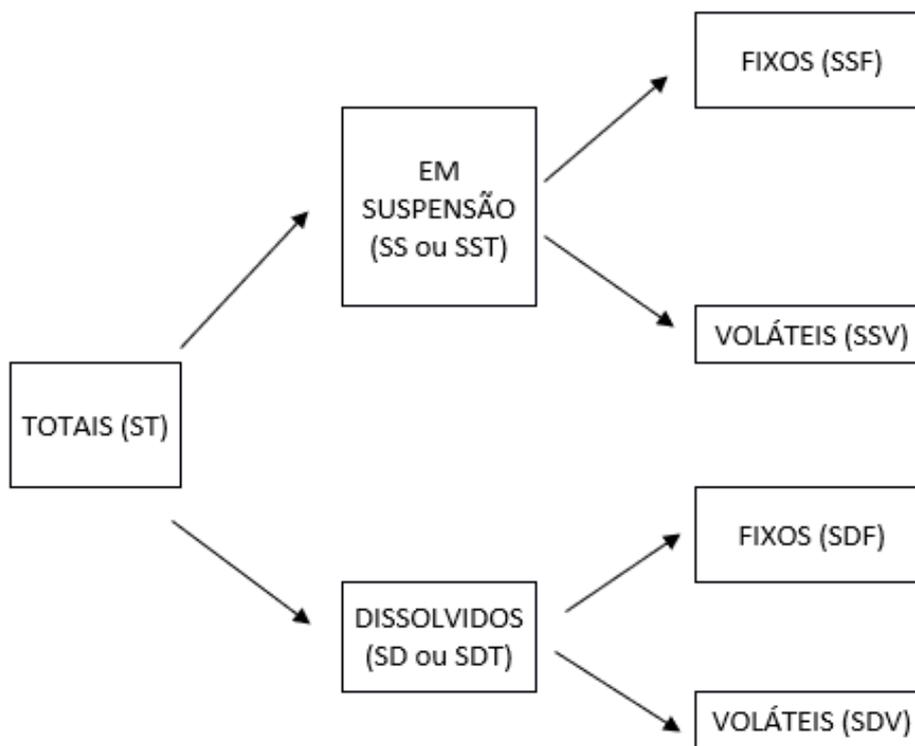
O parâmetro de sólidos totais (ST) sofre contribuição da totalidade de contaminantes existentes na amostra líquida, com exceção dos gases dissolvidos. Este parâmetro pode revelar informações para escolha da melhor forma de tratamento e sobre a composição do efluente em questão quando subdivido de acordo com características de sedimentabilidade, físicas e químicas. (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

A classificação por sedimentabilidade se dá a partir do teste em cone de Imhoff, em que a fração de sólidos que sofre sedimentação, durante uma hora no cone é considerada como sólidos sedimentáveis, expresso em mL/L. Essa fração indica a sedimentação aproximada em um tanque de decantação. (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Para o tratamento de efluentes, adota-se uma abordagem simplificada das características físicas, conforme Figura 1, podendo dividir os sólidos conforme o tamanho das partículas em dois principais grupos:

- Sólidos em suspensão (SS): abrange o material particulado, que fica retido em filtros de dimensões que variam de 0,45 a 2,0 μm .
- Sólidos dissolvidos (SD): abrange o material solúvel capaz de passar pelos filtros porosos onde os SS ficam retidos.

Figura 1 – Distribuição dos diversos tipos de sólidos



Fonte: Adaptado pelo autor, com base em Von Sperling (2009).

Quimicamente pode-se dividir os sólidos de forma que representem a porção orgânica e inorgânica presente na amostra, expondo a amostra a elevada temperatura (500 °C) tem-se: (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

- Sólidos voláteis (SV): matéria orgânica presente que volatiliza.
- Sólidos fixos (SF): matéria inorgânica que permanece fixa.

3.4.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A matéria orgânica presente no efluente pode se apresentar na forma de sólidos orgânicos suspensos (lentamente biodegradáveis) ou dissolvidos (na maioria rapidamente biodegradáveis). Para representar essa porção biodegradáveis é utilizada a variável DBO (FRANCO, 2014).

O parâmetro de DBO é utilizado como método indireto de medição da quantidade de matéria orgânica biodegradável degradável por processos biológicos presente no efluente, mensurando a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) gasto na respiração dos microrganismos no processo de oxidação da matéria orgânica até sua estabilização (FRANCO, 2014).

Este parâmetro, além de indicar a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente na amostra, indica o fornecimento de oxigênio necessário para que microrganismos realizem o processo de oxidação em reatores biológicos, possibilitando seu correto dimensionamento em processos aeróbios (DERISIO, 2012).

Segundo a Resolução CONSEMA n.º 355/2017, o parâmetro DBO_5 (quantidade de oxigênio consumido, durante 5 dias a 20 °C, para oxidação biológica da matéria orgânica) tem limite de lançamento estabelecido em 120 mg/L para vazões menores que 100 m³/d.

De acordo com Von Sperling (2005), em efluentes com alta carga orgânica, o oxigênio disponível seria rapidamente consumido, antes dos 5 dias propostos pela metodologia da análise. Para evitar esse problema, deve-se diluir o efluente antes da análise. Assim como a diluição, outros dois processos podem ser necessários antes de iniciar a análise. A inserção de um inoculo de microrganismo para iniciar a degradação da matéria orgânica pode ser necessária, bem como um inibidor de nitrificação, visando impedir o consumo de oxigênio pelo processo de oxidação de nitrato e amônia.

3.4.3 Demanda química de oxigênio (DQO)

Assim como a DBO, a DQO é um indicador da matéria orgânica presente no efluente. A partir da quantidade de oxigênio necessária para oxidação química da matéria orgânica presente na amostra, obtém-se o valor de DQO. Diferentemente da DBO, em que a oxidação é realizada por microrganismos, na análise da DQO o agente oxidante da matéria orgânica é uma substância química inserida na amostra (DERISIO, 2012).

Segunda a Resolução CONSEMA n.º 355/2017, o parâmetro DQO tem limite de lançamento estabelecido em 330 mg/L para vazões menores que 100 m³/d. Se a vazão diária apresentar valores maiores que 500 m³/d, o limite de lançamento de DQO é restrito a 300 mg/L, e, a partir de 1000 m³/d, o limite é de 260 mg/L, e assim sucessivamente, conforme Tabela 1, que foi apresentada no item 1.2.

Na maior parte dos casos, os valores de DQO são maiores que a DBO, pois além de oxidar a matéria orgânica facilmente biodegradável, é possível realizar a oxidação da matéria orgânica com menor biodegradabilidade através dos agentes químicos oxidantes. Assim como a DBO, a análise de DQO exige estabelecimento de diluições das amostras antes do teste. Os resultados das análises desse parâmetro são obtidos mais rapidamente se comparados aos resultados de DBO₅ (DERISIO, 2012).

Existe uma relação DQO/DBO que varia de 1,7 a 2,5, valores muito altos deste parâmetro podem estar relacionados a presença de efluentes industriais. As vantagens operacionais de análise da DQO é o tempo de análise requerido, permitindo que este parâmetro seja cada vez mais utilizado em substituição a DBO na operação das ETEs. Esse tipo de análise também não sofre interferência da nitrificação, apresentando, em geral, resultados mais precisos. Porém vale ressaltar que a utilização desse parâmetro de maneira isolada não possibilita conhecer a parcela que oxida biologicamente (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

3.4.4 Oxigênio dissolvido (OD)

Para que os processos de autodepuração ocorram no meio natural, é imprescindível que haja OD disponível no corpo hídrico, possibilitando assim a oxidação biológica dos poluentes presentes por microrganismos aeróbios. Sendo assim, o parâmetro de OD é o que melhor pode caracterizar a qualidade de um corpo d'água em relação a poluentes orgânicos (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Os microrganismos aeróbios utilizam o OD na respiração, enquanto estabilizam a matéria orgânica, podendo assim causar a diminuição do parâmetro no meio. Seguindo a lógica, quanto mais poluentes orgânicos no meio, mais as bactérias trabalham e mais OD necessitam. Esse processo pode levar o ambiente aquático a condições anaeróbia. A ausência de oxigênio acarreta a mortandade de diversos seres vivos aquáticos (BARBOSA, 2016).

A origem do OD pode ser natural, quando produzido por organismos fotossintéticos, dissolvido do oxigênio atmosférico, ou antrópicos, quando introduzido artificialmente ou produzidos por seres fotossintéticos em corpos d'água eutrofizados. Em condições anaeróbias, o efluente pode gerar maus odores (VON SPERLING, 2005). Níveis de OD estão diretamente relacionados a processos de nitrificação e desnitrificação, conforme Quadro 1 (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

Quadro 1 – Efeito da concentração de OD na remoção de nitrogênio encontrados na literatura

Concentração de OD (mg/L)	Resultado	Referência
<0,5	Não ocorreu nitrificação	Pochana e Keller, 1999
0,5	Acúmulo de nitrito	Bernet et al., 2001
0,3 a 0,8	Nitrificação e desnitrificação simultânea	Bueno, 2011
<0,7	Redução da oxidação do N-NH ₄	Ruiz, Jeison e Chamy, 2003
0,7	96 a 98% da oxidação do N-NH ₄	Bernat et al., 2011
<1,0	Redução da oxidação do N-NH ₄	Garrido et al., 1997
1	Acúmulo de nitrito	Helmer e Knust, 1998
1,3	Acúmulo de nitrito	Yoo et al., 1999
0,7 a 1,7	Acúmulo de nitrito	Ruiz, Jeison e Chamy, 2003

1,0 a 1,5	Nitrificação completa	Aslan, Miller e Dahab, 2009
1,0 a 1,5	Nitrificação e desnitrificação simultânea	Hocaoglu et al., 2011a
>1,7	Nitrificação não foi afetada	Ruiz, Jeison e Chamy, 2003
1,0 a 2,0	Acúmulo de nitrito	Garrido et al., 1997
1,0 a 2,0	94% remoção NT; acúmulo de nitrito; Nitrificação e desnitrificação simultânea	Antileo et al., 2013
>2,5	Nitrificação não foi afetada	Garrido et al., 1997
3,0 a 4,0	Condições favoráveis à nitrificação	Colliver e Stephenson, 2000

Fonte: Zoppas, Bernardes e Meneguzzi (2016, p. 34).

O OD apresenta diferentes números de saturação, variando conforme a temperatura, altitude e salinidade da água. No nível do mar à 20 °C a saturação é igual a 9,2 mgO₂/L. Em sistemas de tratamento secundários é muito importante controlar o nível de OD nos reatores, buscando sempre uma faixa ideal para o desenvolvimento dos microrganismos e possibilitando a oxidação da matéria orgânica. Esse parâmetro pode ser facilmente mensurado com o uso de sondas (eletrodos seletivos) apropriadas para este fim (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Níveis muito abaixo da saturação são indicativos de presença elevada de matéria orgânica, possivelmente efluentes de dejetos humanos ou efluentes de indústrias de alimentos. Essa última, junto às indústrias de papel são as que liberam níveis mais elevados de resíduos demandadores de oxigênio (DAVIS, 2016).

3.4.5 Temperatura

Segundo Von Sperling (2005), a temperatura é a medição da intensidade de calor, que pode ter seu aumento relacionado a causas naturais, provenientes do solo ou atmosfera, por processos de radiação, convecção e condução. Origens do aumento por causas antrópicas estão relacionadas a despejo de efluentes industriais e água de torres de resfriamento.

As principais influências da temperatura são referentes às taxas de reações físicas, químicas e biológicas do meio que, conforme o aumento da temperatura, podem ser aceleradas (dentro de faixas usuais de temperatura). A solubilidade dos gases em meio aquoso aumenta conforme a temperatura diminui, influenciando diretamente em parâmetros como a saturação de OD na água. Portanto, a análise da temperatura deve sempre ser feita juntamente com demais parâmetros, como

OD. Em reatores biológicos, a temperatura sempre deve ser observada com o objetivo de manter um ambiente ótimo para a ocorrência de reações bioquímicas que promovem a remoção dos poluentes (VON SPERLING, 2011).

De acordo com Jordão e Pessôa (2014), conforme a temperatura aumenta a taxa de reações químicas e biológicas também aumenta. Em contrapartida, a concentração de saturação de OD diminui, existindo então uma relação ótima na faixa entre 25 e 35 °C. Em relação aos processos de nitrificação nos reatores de lodos ativados, a temperatura influencia no crescimento específico de bactérias nitrificantes, sendo favorecidas em climas quentes, sendo assim, a temperatura ótima para processos de nitrificação está na faixa de 25 °C. Sendo assim, a idade mínima do lodo com capacidade de nitrificação aumenta com a diminuição da temperatura. Para o processo de desnitrificação, o aumento da temperatura aumenta também a taxa de desnitrificação, sendo uma faixa ideal a 35 °C. Na Quadro 2, pode-se verificar a ocorrência de diferentes atividades biológicas de remoção de nitrogênio conforme a temperatura varia.

Quadro 2 – Temperaturas reportadas na literatura para a remoção biológica de nitrogênio

Temperatura (°C)	Atividade biológica	Referência
20-25	Nitratação	Kim e Yoo, 2008
15-32	Nitrificação	Cervantes-Carillo, Pérez e Gómez, 2000
30-36	Aumento da atividade de Nitrosomonas	Nocko, 2008
8-28	Aumento da atividade de Nitrobacter	Nocko, 2008
28-30	Favorece oxidadoras de amônio sobre oxidadoras de nitrito	Kim, Lee e Keller, 2006
<10	Velocidade de nitrificação cai drasticamente	Kim, Lee e Keller, 2006

Fonte: Zoppas, Bernardes e Meneguzzi (2016, p. 36).

No dimensionamento de ETEs deve-se utilizar, para fins de cálculo, a média de temperatura dos 3 meses mais frios do ano, para garantir que o decréscimo da temperatura não interfira negativamente no tratamento, tendo em vista que a qualidade do efluente diminui com o decréscimo da temperatura. Ao mesmo tempo, ao dimensionar o sistema de aeração, deve-se considerar a temperatura média do verão, quando existe menor saturação de gases no efluente (CAVALCANTI, 2016).

3.4.6 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O parâmetro de pH representa a concentração de íons hidrogênio H^+ , indicando a condição do meio (ácido, básico ou neutro). A escala antilogarítmica representado pelo pH varia de 0 a 14, sendo que os valores menores que 7 são considerados meios ácidos, iguais a 7 são valores neutros e maior que 7 meios básicos (VON SPERLING, 2005). Segundo Jordão e Pessôa (2014), outros dois parâmetros estão diretamente relacionados ao pH: acidez e alcalinidade. Esses dois parâmetros indicam a capacidade da água às variações de pH, ou seja, a capacidade tampão.

A mudança de pH do meio influencia no processo de nitrificação de lodos ativados. Com um pH elevado, na faixa de 11, a presença de nitrogênio na forma de NH_3 é favorecida, com o pH próximo a uma faixa neutra, quase toda amônia é encontrada na forma de NH_4^+ . Quando se avalia um pH na faixa próxima a 9,5, 50% de nitrogênio se encontra na forma de NH_4^+ e outros 50% na forma NH_3 . No entanto, em pH menores de 6,0, tanto bactérias nitrificantes quanto as desnitrificantes decrescem sua atividade, conforme Quadro 3 (FLECK, 2015).

Quadro 3 – Valores de pH relatados na literatura para a remoção biológica de nitrogênio

pH	Desnitrificação	Nitrificação	Referência
<5	Não reportado	Não ocorre	Colliver e Stephenson, 2000
<6	Não reportado	Diminui a atividade de bactérias oxidadoras de amônio e nitrito	Ciudad, 2007
6,5-8,0	Adequado	Não reportado	Surampalli et al., 1997
7,0-7,5	Adequado	Efetiva	Jia et al., 2013
7,0-8,0	Efetiva	Não reportado	Yoo et al., 1999
7,5-8,0	Não reportado	Crescimento favorável das bactérias nitrificantes	Colliver e Stephenson, 2000
7,0-9,0	Não reportado	Adequado	Henze et al., 1997
8	Não reportado	Máxima ativação de bactérias oxidadoras de amônio	Villarverde, García-Encina e Fdz-Polanco, 1997

Fonte: Zoppas, Bernardes e Meneguzzi (2016, p. 36).

Quando são considerados os processos de nitrificação e desnitrificação, percebe-se que causam um efeito tampão no meio, enquanto o primeiro processo libera íons H^+ no meio, o segundo consome os íons H^+ livres, levando a um

equilíbrio. A fotossíntese realizada por algas causa um aumento do pH do meio, ao passo que consome o CO_2 do meio líquido (FLECK, 2015).

Pode-se então afirmar que os parâmetros de OD, temperatura e pH atuam diretamente na ativação e inibição de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes. Essa variação demonstra a importância de manter o controle sobre esses parâmetros dentro da operação de uma ETE, buscando sempre otimizar os processos de oxidação de nitrogênio (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

3.4.7 Potencial de oxirredução (ORP)

O potencial de oxirredução é uma medida que indica o grau de redução ou oxidação do meio. O parâmetro ORP pode ser medido através de eletrodos específicos, que indicam três diferentes estados relevantes ao tratamento de efluentes em sistemas de lodos ativados, são eles: (VON SPERLING, 2011).

- Valores abaixo de -50 mV: indicam condição anaeróbias;
- Valores acima de +50 mV: indicam condições aeróbias;
- Valores entre -50 mV e +50 mV: indicam condições anóxicas.

Em estado aeróbio ($> +50$ mV), as reações de oxidação ocorrem com maior facilidade, enquanto em condições anaeróbias (< -50 mV) as reações de redução são favorecidas. Entre as duas etapas, existe uma zona anóxica. Seguindo as informações obtidas da ORP, pode-se saber quais processos acontecem no reator, já que em ambientes aeróbios ocorre a nitrificação e em zonas anóxicas prevalece a desnitrificação (VON SPERLING, 2011).

3.4.8 Nitrogênio

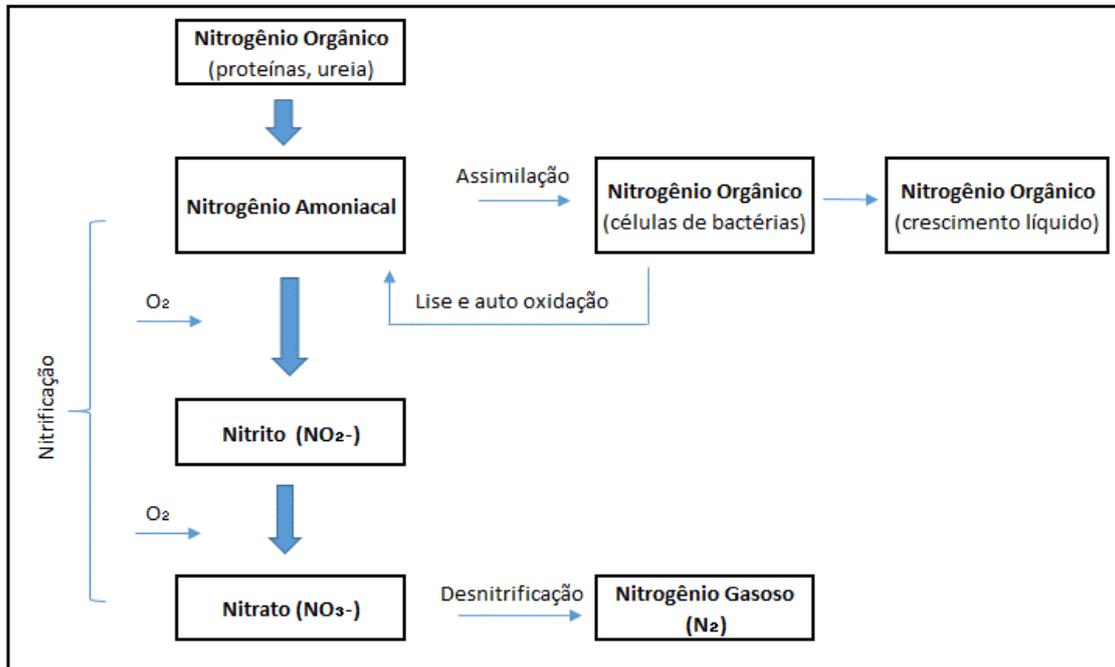
O nitrogênio é um nutriente indispensável no crescimento de algas, podendo desencadear um desenvolvimento exagerado desses organismos, gerando processos de eutrofização nos corpos hídricos. Além das algas, seu papel é fundamental no desenvolvimento de microrganismos responsáveis pelo tratamento

de efluentes. Em estações de tratamento de efluentes, o nitrogênio implica em variações nas condições de OD, alcalinidade e sedimentabilidade do lodo, e por isso, deve ser considerado no dimensionamento da estação (FLECK, 2015).

A amônia é resultante da hidrólise de proteínas e é encontrada nos lançamentos de esgoto. Nos corpos d'água, a decomposição das proteínas e da ureia produz amônia, sendo esta última reconhecida como indicador de poluição orgânica, pois em ambientes aeróbicos, as bactérias podem oxidar amônia até formar nitrato, o que provoca a diminuição do OD. A temperatura, bem como o pH, influencia na forma predominante de amônia encontrada, quanto maior a temperatura maior a proporção de NH_3 encontrado (VON SPERLING, 2005). Macêdo (2001) relata que a oxidação de matéria não carbonácea como a amônia é realizada por bactérias que possuem taxa de reprodução bastante lenta.

Quando exposta a condições favoráveis de pH, temperatura, ausência de substâncias tóxicas ou inibidoras e OD, a amônia é convertida em nitrito (NO^{2-}), na primeira fase do processo denominado nitrificação. Após a conversão em nitrito, este passa a forma de nitrato (NO^{3-}), finalizando assim o processo de nitrificação, conforme Figura 2. Essas conversões, se expostas a condições favoráveis, conseguem ser realizadas em sistemas de lodos ativados sem a necessidade de alterações de processos, atingindo valores satisfatórios (VON SPERLING, 2011).

Figura 2 – Ciclo de transformações do nitrogênio em sistemas biológicos



Fonte: Adaptado pelo autor, com base em Jordão e Pessoa (2014).

Os nitratos indicam poluição remota, pois são os produtos finais da oxidação do nitrogênio. As principais fontes da poluição por nitrato são, em geral, as lixívias dos adubos de solos de uso agrícola e os efluentes das estações de tratamento. O nitrato chega à água também pela chuva, mas não é nocivo para os organismos aquáticos, mesmo em concentrações altas na faixa de 10 mg/L (FLECK, 2015).

Vale ressaltar que, mesmo após a oxidação da amônia, o nitrogênio continua presente no efluente, sendo que sua remoção só ocorre depois de realizada a etapa de desnitrificação, em que ocorre a conversão de nitrato em nitrogênio gasoso, este então liberado para atmosfera. Para realizar a desnitrificação é necessária uma condição anóxica no reator. Nessas condições, as bactérias utilizam o nitrato em substituição ao oxigênio no seu processo respiratório. Em sistemas de lodos ativados, é possível criar zonas anóxicas utilizando-se do conjunto de decantadores e realizando recirculação do lodo (VON SPERLING, 2005).

O processo de desnitrificação pode ainda gerar economia de energia no processo, uma vez que em zonas anóxicas não se faz necessário inserção de oxigênio, possibilitando o desligamento de aeradores. Ao mesmo tempo as bactérias realizam a decomposição da DBO consumindo nitratos no processo respiratório (VON SPERLING, 2005). Além disso a reação de desnitrificação consome H^+ do

meio, aumentando a capacidade tampão do meio, resultando em economia de alcalinidade (VON SPERLING, 2011).

A sequência de oxidações possibilita estimar o tempo de lançamento do esgoto na água pelas quantidades de amônia ainda presentes. A análise de NTK refere-se ao nitrogênio total do meio, sendo a soma do nitrogênio orgânico com a amônia. As análises de nitritos e nitratos revelam então a porção da amônia que já foi degradada e em qual estágio de degradação se encontra, possibilitando estimar a idade da poluição (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

3.5 Parâmetros de controle de operação na ETE

3.5.1 Vazão

Vazão é a relação entre a quantidade de efluentes transportados em um período, usualmente utiliza-se as unidades de m^3/h ou m^3/dia , em estações de grande porte m^3/s . O controle da vazão está diretamente relacionado com o projeto da ETE, influenciando no dimensionamento de canalização, tamanhos de tanques e parâmetros de projeto de acordo com os processos de tratamento biológicos e físico-químicos adotados. Visando quantificar carga de poluentes (kg/dia) presente no efluente deve-se avaliar a vazão (m^3/dia) conjuntamente a concentração de poluentes presente (kg/m^3) (JORDÃO E PESSÔA, 2014).

Segundo Von Sperling (2005), a vazão de águas residuais industriais pode variar de forma brusca de acordo com o porte da empresa, tipos de processos adotados, grau de reciclagem e práticas de conservação da água. O conjunto dessas variáveis justifica o fato de duas empresas do mesmo segmento e com mesmo porte poderem apresentar diferentes valores de vazão de seus efluentes.

3.5.2 Tempo de detenção hidráulico (TDH)

O TDH tem grande importância, principalmente em sistemas de tratamento biológico, em que representa a quantidade de tempo que o efluente fica em contato

com os microrganismos (VON SPERLING, 2005). O tempo de residência hidráulica e a vazão estão intimamente ligados. Quanto menor a vazão do afluente, maior o tempo de residência hidráulica. Um aumento ou uma diminuição excessiva da vazão pode afetar o funcionamento dos sistemas, uma vez que há alteração na quantidade de nutrientes, do pH, OD e temperatura do meio (LINS, 2003).

Pode-se avaliar o TDH dividindo o conteúdo do reator em fase líquida e sólidos sedimentáveis. Em sistemas compostos por reator seguido de decantador secundário com recirculação de sólidos, apenas o líquido acaba saindo no final do sistema, em que os sólidos que sedimentam no decantador secundário são recirculados para o reator. Sendo assim, o tempo médio de residência celular (idade do lodo) normalmente é maior que o TDH em sistemas com essa configuração. Para sistemas de aeração prolongada, indica-se idade de lodo mínima de 18 dias, em sistemas convencionais de 4 a 15 dias e 2 a 4 dias em sistemas de alta taxa (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

3.6 Tratamento de águas

A água deve passar por alguns processos artificiais de depuração ou remoção de poluentes a fim de adequar os parâmetros para seu lançamento no corpo receptor, visando no mínimo a preservação dos padrões de qualidade dos meios aquáticos (NUNES, 2012).

Os processos de tratamento podem ser divididos em três grupos, processos físicos, químicos ou biológicos. Os processos são divididos em grupos para melhor entendimento, mas não agem de forma isolada dentro de um processo de tratamento de efluentes, um fenômeno pode influenciar diretamente no processo subsequente. Sendo assim, o processo é qualificado de acordo com o fenômeno que age de forma predominante (CAVALCANTI, 2016).

Os processos físicos se caracterizam pelo fenômeno de separação das substâncias fisicamente separáveis dos líquidos ou que não estejam dissolvidas, este processo é capaz de promover a remoção de sólidos grosseiros, sólidos sedimentáveis e sólidos flutuantes (JORDÃO E PESSÔA, 2014). São exemplos de

processos físicos: gradeamento, peneiramento, sedimentação, floculação, flotação, decantação, filtração, osmose reversa e resfriamento (NUNES, 2012).

Nos processos químicos ocorre a utilização de produtos químicos no efluente e essa característica torna o processo cada vez menos utilizado. Em geral esse método é empregado quando processos físicos e biológicos não conseguem realizar as devidas remoções ou não atingem a eficiência necessária. Quando a eficiência necessária não é atingida, preferencialmente se faz o uso combinado de processos químicos e físicos (JORDÃO; PESSÔA, 2014). Alguns exemplos de processos químicos: coagulação, correção de pH (neutralização), equalização (homogeneização), precipitação, oxidação, redução, adsorção, troca iônica, eletrodialise e desinfecção (NUNES, 2012).

Processos biológicos dependem da ação de microrganismos que realizam a transformação de moléculas complexas em moléculas simples como sais minerais, gás carbônico e outros. Essas reações servem para alimentar os microrganismos heterotróficos que realizam o processo. Esses sistemas procuram reproduzir de forma controlada e eficiente os fenômenos biológicos que ocorrem na natureza (MACIEL, 2015). Os processos de oxidação bioquímica, que promovem a remoção da matéria orgânica, podem ocorrer por processos aeróbios, anaeróbios e facultativos. Alguns exemplos desses processos: Lodos ativados, lagoas de estabilização, lagoas aeradas, filtros biológicos, biodiscos e reatores anaeróbios (NUNES, 2012).

Além dos três processos supracitados, existem processos de tratamento avançados, que necessitam de maior grau tecnológico implantado. Dentre esses processos destaca-se a adsorção por carvão, troca de íons, filtração rápida, osmose reversa, filtração por membranas (ultra, nano e microfiltração) e eletrodialise (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Os níveis de tratamento também são classificados de acordo com a eficiência das unidades, de acordo com o grau de remoção necessário se faz o uso de mais etapas de tratamento. De acordo com Cavalcanti (2016), as etapas são classificadas em:

Tratamento preliminar: ocorre a remoção de materiais de maior dimensão e areia por meio de mecanismos físicos. (CAVALCANTI, 2016).

Tratamento primário: nessa fase são removidos os sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica presente na forma de sólidos em suspensão sedimentáveis (DBO em suspensão). Nessa etapa predominam mecanismos físico-químicos (VON SPERLING, 2005). Ainda no tratamento primário, encontra-se o tratamento quimicamente assistido, em que são adicionados reagentes químicos ao esgoto com objetivo de acelerar a sedimentação, promovendo a coagulação química e a floculação. Quanto aos aspectos de custos do método, deve-se ressaltar a importância de se considerar não somente os gastos de implantação, mas também os custos de operação, que incluem a compra e manuseio dos produtos químicos. O método quimicamente assistido gera maior volume de lodo, que deve ser tratado antes de descartado (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Tratamento secundário: esta etapa ocorre a ação de microrganismos heterotróficos que realizam a remoção da matéria orgânica e possivelmente nutrientes como fósforo e nitrogênio, por meio de mecanismos biológicos. Ocorre a remoção de DBO em suspensão, caso não haja tratamento primário, DBO em suspensão finamente particulada e DBO solúvel. O nível secundário recebe especial atenção, pois dentre os citados é o único capaz de cumprir a legislação relativa aos padrões de lançamento (CAVALCANTI, 2016).

Tratamento terciário: nesta etapa é possível a remoção de poluentes específicos não biodegradáveis, nutrientes, organismos patogênicos, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e/ou sólidos em suspensão remanescentes. Pode-se utilizar essa etapa como tratamento complementar ao tratamento secundário, em que serão removidos poluentes que não atingiram níveis satisfatórios mesmo após remoção parcial no estágio anterior (VON SPERLING, 2005).

Águas residuárias provenientes das indústrias de fabricação de batatas chips apresentam altas concentrações de diversos compostos orgânicos, incluindo óleos e gorduras, carboidratos, proteínas, vitaminas, pectinas e açúcares, responsáveis pelas altas DQO e DBO (KOBAYA et al., 2006).

3.6.1 Tratamento biológico

O tratamento biológico tem a finalidade de remover a matéria orgânica através do metabolismo de bactérias e de outros microrganismos. Neste tratamento, a matéria orgânica é utilizada como alimento e se transforma em nutrientes minerais, resultando na depuração das águas residuais (CECCONELLO, 2005).

Dependendo das condições existentes no meio líquido, distinguem-se processos aeróbios e anaeróbios. As lagoas aeradas e os lodos ativados são exemplos mais significativos dos processos aeróbios. Nas lagoas aeradas, os efluentes são submetidos à ação de consórcios de organismos. Neste tipo de tratamento, a toxicidade aguda é removida com relativa facilidade (VON SPERLING, 2005). No entanto, o tratamento por lodos ativados talvez seja o sistema de biorremediação mais versátil e eficiente. Este sistema opera com pouco substrato auxiliar e é capaz de remover a toxicidade crônica e aguda, com um menor tempo de aeração. No lodo existe um grande número de espécies de bactérias, além de fungos, protozoários e outros microrganismos, que podem favorecer a redução de um grande número de compostos.

Os processos anaeróbios são os que produzem o CO_2 e o CH_4 . O oxigênio molecular está ausente neste tipo de processo, sendo que algumas formas de carbono, enxofre e nitrogênio participam como aceptores de elétrons (NO_3^- , SO_4^{2-} , CO_2) (FREIRE et al., 2000). A biodegradação sob condições anaeróbias tem sido objeto de muito interesse nos últimos anos, em função da capacidade de certas bactérias em transformar um grande número de compostos clorados em espécies menos tóxicas e mais susceptíveis à degradação posterior por microrganismos aeróbios (STROOT et al., 2001).

Em sistemas de tratamento de efluentes em que processos anaeróbios e aeróbios são alternados, há um aumento significativo na eficiência do processo de tratamento, o que permite a redução do tamanho das estações e dos tempos de residência (NUNES, 2004).

No entanto, tem sido frequentemente demonstrada a necessidade de se utilizar sistemas alternativos de tratamentos terciários para remover o excesso de

nutrientes (nitrogênio e fósforo) e metais persistentes no efluente tratado, após tratamentos físico-químicos e biológicos, com o objetivo de alcançar o nível de depuração exigido pelos órgãos ambientais (SILVA, 2002).

3.6.2 Lodos Ativados

O sistema de lodos ativados foi criado em 1914 por Ander e Lockett na Inglaterra e utiliza a ação de microrganismos como bactérias, fungos e protozoários para realizar a decomposição da matéria orgânica (NUNES, 2012). Esse processo biológico aeróbio é o mais difundido, podendo ser utilizado na depuração de diversos tipos de efluentes industriais podendo ser associado a pré e pós tratamentos físico-químicos, físicos e avançados (CAVALCANTI, 2016).

O sistema de lodos ativados possui maior eficiência na remoção de DBO, possui nitrificação consistente (oxidação da amônia a nitrito e nitrato), possibilidade de remoção biológica de nitrogênio e fósforo. Quanto a instalações físicas, requer baixos requisitos de área, necessidade de decantador secundário, elevados custos de implantação e operação, consumo de energia elevado e geração de lodo biológico. É um processo confiável, desde que bem operado, possuindo elevada resistência a variações de carga, satisfatória independência das condições climáticas reduzidas e possibilidades de remoção de maus odores (ARAÚJO, 2016).

O processo de lodos ativados tem capacidade de se adequar conforme as características de cada despejo, bem como a qualidade necessária do efluente final. Conforme são fornecidas condições de OD disponível, presença de matéria orgânica trazida pelo efluente, pH e temperatura, ocorre o desenvolvimento de diversos tipos de microrganismos que se aglomeram formando flocos. O processo de lodos ativados ocorre na medida em que os flocos formados por uma fauna variada de microrganismos realizam a metabolização biológica da matéria orgânica presente no efluente, dentro do reator que mantém condições aeróbias (CAVALCANTI, 2016).

Os decantadores secundários exercem um papel fundamental no processo de lodos ativados. Eles são responsáveis pela separação dos sólidos em suspensão presentes no tanque de aeração, permitindo a saída de um efluente clarificado. Os

decantadores possibilitam a sedimentação dos sólidos em suspensão no fundo do decantador, permitindo o retorno do lodo em concentração mais elevada. O retorno de lodo é necessário para suprir o tanque de aeração com uma quantidade suficiente de microrganismos e manter uma relação alimento/microrganismos capaz de decompor com maior eficiência o material orgânico. O efluente líquido oriundo do decantador secundário é descartado diretamente para o corpo receptor ou passa por tratamento para que possa ser reutilizado (ARAÚJO, 2016).

As variações dos sistemas de lodos ativados existentes são classificadas de acordo com a idade do lodo (lodos ativados convencionais ou aeração prolongada), de acordo com o fluxo (fluxo contínuo ou fluxo intermitente) e conforme o objetivo do tratamento (remoção de carbono ou remoção de carbono e nutrientes). Todas as variações de lodos ativados podem ser utilizadas em associação com pré-tratamento anaeróbio, como um reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), dispensando assim a necessidade de um decantador primário e possibilitando que o descarte de lodo da etapa aeróbia possa ser descartado no reator anaeróbio, passando por um adensamento e digestão (VON SPERLING, 2005).

O oxigênio é inserido artificialmente no reator a fim de criar condições próprias para o desenvolvimento da microbiota, através de aeradores mecânicos ou por ar difuso, a partir do ar atmosférico. Outra forma de fornecimento de O_2 é a partir do oxigênio molecular de nitratos ou nitritos, ou ainda por inserção de oxigênio puro (CAVALCANTI, 2016).

Conforme Jordão e Pessoa (2014), dentre os diversos tipos de aeração utilizados, os sistemas de ar difuso podem ser utilizados em todos tipos de unidade de aeração, independentemente do porte da estação.

Os difusores podem ser classificados de acordo com a montagem:

- Difusores fixos: manutenção e limpeza só podem ser realizada com o esvaziamento do tanque.
- Difusores em sistema móvel (“Swing-difusers”): permitem o deslocamento dos difusores até a superfície do tanque.

Classificação conforme o material de fabricação:

- Difusores porosos cerâmicos: constituído por dióxido de alumínio ou óxido de alumínio em grãos, imersos em massa porosa possibilitando a aglutinação. Encontram-se no formato de discos, domos ou tubos. Desprende bolhas finas.
- Difusores não cerâmicos: encontram-se em formato de discos ou tubos revestidos de material flexível poroso. Desprende bolhas média ou finas.
- Difusores não porosos: bocais ou orifícios que desprendem bolhas grossas ou médias.

Pode-se ainda classificar de acordo com os tipos de bolhas formadas: bolhas finas, bolhas médias ou bolhas grossas (VON SPERLING, 2005).

Dentre os diferentes tipos de bolhas, as de bolhas finas apresentam maior eficiência, por possibilitar maior área de contato entre a bolha e o efluente, aumentando a eficiência da troca gasosa (SANT'ANNA JR., 2013). Porém esse modelo de difusores requer um cuidado sobre o ar utilizado, que deve ser bem filtrado para evitar entupimento dos difusores por impurezas, diminuindo a eficiência como passar do tempo (VON SPERLING, 2005). Uma opção ao difusor cerâmico são os difusores flexíveis porosos de bolhas finas, que são constituídos por uma membrana elástica porosa que se expande ao ligar a aeração e quando o sistema é desligado se retrai, impedindo o entupimento dos poros (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

A distribuição dos difusores também deve ser considerada, sendo que o modelo mais empregado é a distribuição uniforme sobre o fundo do tanque de aeração. Esse modelo possibilita uniformidade na distribuição das bolhas e movimento ascensional da bolha, garantindo maior tempo de contato com o efluente, aumentando assim a transferência de oxigênio. Esse sistema garante também menor turbulência no tanque, garantindo que o movimento seja apenas o necessário para manter os flocos em suspensão, diminuindo as chances de quebra dos flocos de lodo e a formação de espuma (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003).

Avaliando a eficiência dos difusores, tem-se que ela varia principalmente de acordo com a porosidade do difusor, o tamanho da bolha, a profundidade do tanque e a altura de instalação dos difusores no tanque. A eficiência aumenta conforme o

aumento da profundidade do tanque e a diminuição do tamanho das bolhas. Sendo assim, em condições iniciais com água limpa, a 20° C e 1 atm de pressão, um tanque com 4,5 m de profundidade aliado a um difusor de membranas de bolhas finas atinge uma eficiência de 40% (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

O dimensionamento dos compressores que fornecem o ar ao sistema, bem como das tubulações e número de difusores deve ser feito com base no valor da massa de oxigênio necessária para satisfazer as necessidades diárias de metabolismo dos organismos. Indiferentemente do valor necessário, deve-se manter uma vazão mínima de 0,6 m³ de ar/hora (a 20 °C e 1 atm) por m³ de volume do reator, a fim de satisfazer as necessidades de mistura (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

De acordo com Von Sperling (2005), o conhecimento da capacidade de oxigenação do equipamento implantado se faz necessária, uma vez que o fornecedor dos equipamentos não pode garantir os valores exatos de oxigenação a partir de testes laboratoriais devido a diversas influencias existentes nas condições de operação real, tais como, geometria do tanque, número de difusores e sua distribuição, região de operação do sistema (temperatura, altitude). Essa inconsistência traz a necessidade de testes de campo para conhecimento do real valor da capacidade de oxigenação, sendo necessário aumentar ou diminuir esse valor, buscando um ponto ótimo com a maior eficiência na transferência de oxigênio.

Um parâmetro importante na operação e projeto do sistema de lodos ativados é a relação Alimento/Microrganismo (A/M), que representa a razão entre a quantidade de substrato presente no efluente inserido no tanque pela quantidade de microrganismos (SSVTA) (NUNES, 2012). A faixa recomendada pela Norma Brasileira para sistema de aeração prolongada é de 0,15 Kg DBO₅ aplicado/ Kg de SSVTA . d, ou menos. A relação A/M está diretamente relacionada a relação de sólidos SSV/SST.

Outro parâmetro igualmente importante na operação e dimensionamento é a idade do Lodo (Θ_c). Esse parâmetro representa o tempo médio de detenção celular. Para sistemas de aeração prolongada a idade do lodo deve ser maior que 18 dias (NUNES, 2012). Esse parâmetro indica como deve ser realizada o descarte, além de

governar a sedimentação final, de acordo com características do floco em diferentes idades do lodo (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Dentro do reator, uma parte da matéria orgânica é sintetizada em novas células, ocasionando o aumento da massa de organismos. Na fase seguinte parte dessas células são destruídas no processo de respiração endógena dos microrganismos, resultando em um balanço que demonstra a produção de lodo, dada pela equação 1:

$$\text{Produção de Lodo} = \text{Aumento de Organismos} - \text{Perda dos organismos}$$

Onde:

$$\text{Aumento de Organismos} = \text{Síntese}$$

$$\text{Perda dos organismos} = \text{Respiração Endógena}$$

A partir do valor de produção de lodo pode-se estimar a quantidade necessária a ser descartado, a fim de manter uma concentração constante no tanque (NUNES, 2012).

O sistema de lodos ativados tem como característica a separação da parte líquida da massa biológica, através de processos de decantação, flotação ou filtração. A fase líquida, clarificada, é enviada a saída como efluente tratado, enquanto a massa biológica, sólida, é retornada ao reator de lodos ativados através do sistema de recirculação (CAVALCANTI, 2016).

A recirculação do lodo do decantador secundário para o tanque de aeração deve ser feita com objetivo de manter a concentração de flocos elevada e constante e misturar o esgoto afluente no tanque. A recirculação do lodo também auxilia na estabilização da matéria orgânica pela ação dos microrganismos que constituem os flocos, inoculando o meio (NUNES, 2012)

De acordo com Jordão e Pessôa (2014), o parâmetro de teor de lodo (TL) pode ser utilizado como controle de produção e sedimentabilidade. O parâmetro TL é obtido a partir do volume que sedimenta em 1 litro após 30 min em repouso, sendo medido em mL/L. A partir do valor de TL, pode-se obter o valor do Índice Volumétrico de Lodo (IVL), que é a expressão do volume ocupado por 1 grama após a sedimentação por 30 min (VON SPERLING, 2009). Reatores de aeração

prolongada apresentam um IVL mais elevado, dificultando a sedimentabilidade, com valores acima de 200mL/g e relação A/M com valores mais baixos, 0,05 a 0,10 d⁻¹ (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Os microrganismos formadores dos flocos no sistema de lodos ativados são compostos em maior número por bactérias, fungos, protozoários, rotíferos, nematoides. Os mais importantes dentre os microrganismos citados são as bactérias, que são as principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e pela formação dos flocos (CAVALCANTI, 2016).

Em contrapartida os fungos são indesejados no tratamento, pois impedem a formação de flocos, tendo forma filamentosa na maior parte dos casos. Rotíferos podem aparecer em maior quantidade na modalidade de aeração prolongada, mas não contribuem com a estabilização da matéria orgânica, assim como os protozoários (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Os microrganismos podem ser um ótimo indicador da qualidade do lodo ativado, sendo facilmente identificados em microscópio. Para garantir uma efetiva degradação da matéria orgânica é necessária uma população de microrganismos ativos, conforme Quadro 4. Além disso, também requer o contato entre a microbiota e o esgoto a ser tratado, a disponibilidade de oxigênio e de nutrientes (relação DBO/N/P, na proporção 100/5/1) e as condições ambientais adequadas (temperatura, pH, tempo de contato) (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Quadro 4 – Relação entre a presença de um microrganismo específico e a característica do processo

Microrganismo	Características do processo
Predominância de Flagelados e Rizópodes	Lodo jovem, característico de início de operação, ou idade de lodo baixa
Predominância de Flagelados	Deficiência de aeração, má depuração e sobrecarga orgânica
Predominância de Ciliados	Boas condições de depuração
Pedunculados e Livres: presença de <i>Arcella</i> (rizópode com teca)	Boa depuração
Presença de <i>Aspidisca costata</i> (ciliado livre)	Nitrificação
Presença de <i>Trachelophyllum</i> (ciliado livre)	Idade de lodo alta
Presença de <i>Vorticella microstoma</i> (ciliado pedunculado) e baixa concentração de ciliados livres	Efluente de má qualidade
Predominância de anelídeos do gênero <i>Aelosoma</i>	Excesso de OD
Predominância de filamentos	Intumescimento de lodo

Fonte: Jordão e Pessôa (2014, p. 622).

De acordo com Cavalcanti (2016), os flocos devem ser compostos por organismos formadores, responsável pela estabilização da matéria orgânica, e organismos filamentosos, responsável pela resistência e suporte do floco. Um desequilíbrio na composição dos flocos pode levar a formação de flocos tipo “Bulking” formados por elevada presença de organismo filamentosos que impede a correta sedimentação do lodo, apesar do efluente final apresentar aparência límpida e IVL elevado (150 mL/g).

Flocos do tipo “pin-point-floc” são o oposto, nesse floco há baixa presença de organismo filamentosos, o que impossibilita a formação de flocos resistentes com estrutura bem formada. Os flocos formados nesse caso são fracos e pequenos, compostos basicamente por bactérias, e são facilmente quebrados e pedaços maiores são sedimentados, enquanto os menores permanecem em suspensão fazendo com que o IVL seja baixo (70 mL/g) porém o efluente final costuma apresentar turbidez (CAVALCANTI, 2016)

A nitrificação ocorre na zona aeróbia, conduzindo a formação de nitratos, reduzindo, portanto, a concentração de nitrogênio amoniacal, o qual é a forma mais tóxica do nitrogênio (ARAÚJO, 2016).

Em decantadores secundários é comum a ocorrência de processos de desnitrificação, pelas condições anóxicas presentes no decantador, promovendo a

conversão de nitrito e nitrato em gás nitrogênio. Esse processo pode ser muito conveniente quando o reator de aeração atinge níveis de remoção satisfatório de DBO e DQO em condições aeróbicas, mas não possibilitam a desnitrificação. Esse processo de desnitrificação dentro do decantador secundário ocasiona a liberação de gás nitrogênio que, junto com a presença de organismos filamentos em excesso, pode causar o arraste de sólidos e formação de manta de sólidos na superfície do decantador. Uma maneira de evitar a ocorrência desse fenômeno é criar uma zona anóxica antes do decantador secundário (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

3.6.3 Aeração prolongada

O processo de aeração prolongada, ou oxidação total, é uma variável do processo de lodos ativados que favorece o contato por longo período de tempo entre o lodo e o efluente, com quantidade baixas de substrato, obtendo uma alta eficiência no processo de oxidação na fase endógena. O lodo final apresenta boa sedimentabilidade, nenhum odor e boa filtrabilidade (NUNES, 2012). Conforme Quadro 5, pode-se verificar as principais diferenças entre sistemas convencionais e processo de aeração prolongada.

Quadro 5 – Principais diferenças entre o processo convencional de lodos ativados e o método de aeração prolongada

	Aeração Prolongada	Lodos Ativados Convencional
Fase biológica do Processo	Fase de Respiração Endógena	Fase de Crescimento Logarítmico e Fase de Síntese
Tempo de contato	12 até 24h	2 até 6h
Relação DBO ou DQO/ SSTA	0,05 a 0,10 kg DBO/kg SSTA	0,20 a 1,00 kg DBO/kg SSTA
Concentração SSTA	4000 mg/l até 8000 mg/l	1500 mg/l até 4500 mg/l
Recirculação	100%	Entre 25% e 100%
Necessidade de decantação primária	Não	Sim
Idade do lodo	18 a 40 dias	4 a 15 dias
Consumo energético	Elevado	Baixo
Produção de lodo	Baixa	Elevada
Estabilização do lodo	Suficiente	Baixa
Nitrificação	Totalmente consistente	Bastante provável
Eficiência remoção de DBO	95 a 98%	85 a 93%

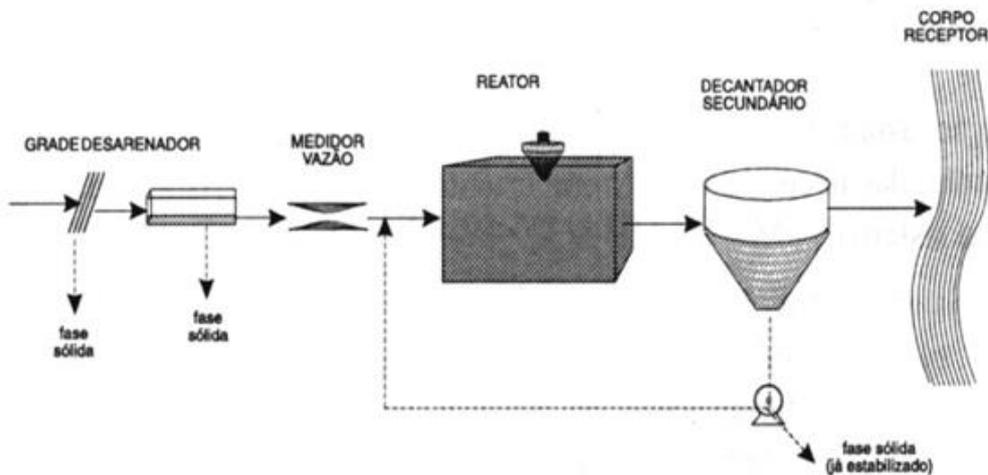
Fonte: Adaptado pelo autor, com base em Jordão e Pessôa (2014) e Nunes (2012).

No caso de sistemas de aeração prolongada com fluxo contínuo, a biomassa permanece no sistema por um período maior (18 a 30 dias) quando comparado a um

sistema convencional onde o lodo permanece cerca de 4 a 10 dias no sistema. Esses reatores necessitam maior volume, por contarem com uma maior quantidade de biomassa, portanto se comparado a sistemas convencionais, há menos matéria orgânica por unidade de lodo de volume no tanque de aeração, e por unidade de massa microbiana. Isso implica em um maior custo de construção e maior gasto energético para manter em movimento todo volume de um tanque de grandes dimensões (VON SPERLING, 2011). Esse sistema consome mais oxigênio que o processo convencional (CAVALCANTI, 2016).

Sendo assim, os microrganismos por terem menor quantidade de alimento disponíveis, acabam utilizando a matéria orgânica componente das suas células nos processos metabólicos, resultando na estabilização da biomassa dentro do próprio reator. Enquanto a estabilização em processos convencionais a estabilização ocorre em etapa posterior, separadamente (VON SPERLING, 2005). O fluxograma desse sistema pode ser conferido na Figura 3.

Figura 3 – Representação lodos ativados aeração prolongada



Fonte: Adaptado pelo autor, com base em Von Sperling (2005).

Essas diferenças operacionais permitem que o sistema de aeração prolongada seja mais resistente a picos de carga, por possuir maior quantidade de lodo e maior volume do tanque. Outra vantagem do sistema se refere ao lodo descartado, que é altamente mineralizado no sistema, sendo estabilizado dentro do próprio aerador, podendo ser diretamente disposto para secagem, sem necessidade de um reator anaeróbico para digestão do descarte (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

4 METODOLOGIA

No capítulo que segue, são apresentados dados referentes a estação de tratamento de efluentes existente na indústria e a metodologia empregada para obtenção dos parâmetros analisados no estudo.

4.1 Descrição do sistema de tratamento

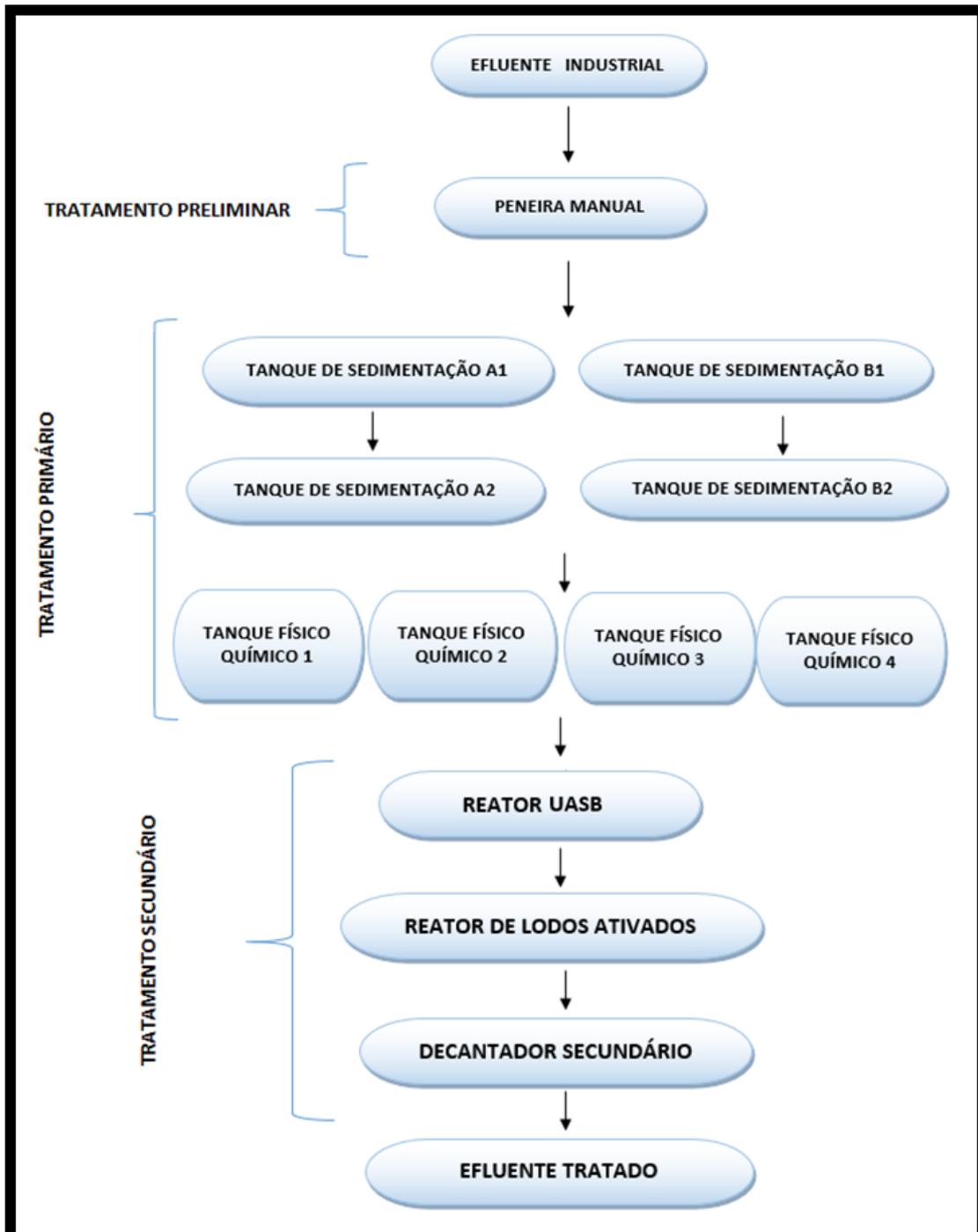
O sistema atual da empresa é composto por diferentes níveis de tratamento, começando com tratamento preliminar, seguido por tratamento primário e finalizado com tratamento secundário. A vazão atual é de aproximadamente 8 m³/dia. O fluxograma, mostrado na Figura 4, ilustra como ocorre o tratamento.

No início do tratamento o efluente passa por uma peneira manual (saco de rafia), ilustrado na Figura 5, que retém sólidos grosseiros, como cascas e pedaços de batata. O uso do saco de rafia como filtro facilita o manuseio da retirada dos sólidos que são posteriormente destinados a trato animal.

Na sequência, o efluente é direcionado a dois tanques de sedimentação paralelos de 2 m³ cada (FIGURA 6) seguidos de mais um tanque de sedimentação de 2 m³ cada, em que os sólidos sedimentáveis com alta densidade (fécula de batata) são retidos por processo físico de decantação. Os tanques são assim distribuídos pois sua construção foi realizada de maneira empírica, sendo acrescentados tanques conforme a geração de efluentes aumentava. A linha conta com duas linhas paralelas que tem o funcionamento alternado, passando uma semana em operação

e na semana seguinte passam por limpeza e manutenção. O tempo de detenção médio do sistema de decantação preliminar é de 12 horas.

Figura 4 – Fluxograma da ETE



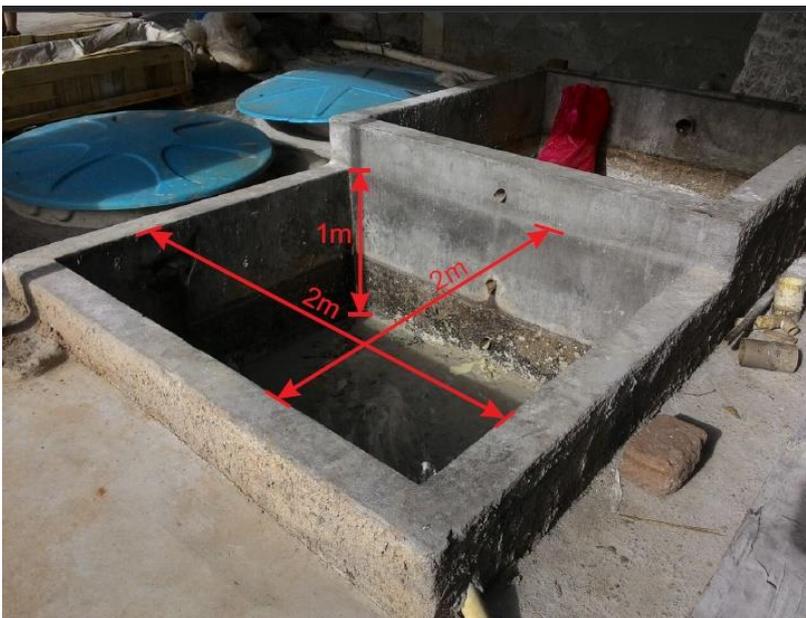
Fonte: Do autor (2018).

Figura 5 – Peneira manual, composto por um saco de rafia seguido de tanque de equalização



Fonte: Do autor (2017).

Figura 6 – Decantador primário



Fonte: Do autor (2017).

Após a sedimentação de sólidos grosseiros, segue a etapa de tratamento físico-químico, que ocorre em 4 tanques paralelos de 5 m³ cada (FIGURA 7). Os tanques atuam como câmara de mistura e posteriormente decantador.

Nesta etapa é adicionado polímero e floculante orgânico a base de tanino, que passam por um processo de mistura rápida desencadeando um processo de coagulação. Depois de homogeneizada a mistura, as pás misturadoras são desligadas possibilitando a sedimentação de sólidos em suspensão mais finos que não teriam capacidade de sedimentação sem a devida formação de flocos maiores. A decantação leva cerca de 1 hora e o efluente é separado do decantado por registros em diferentes alturas na caixa, que são abertos direcionando o efluente para etapa posterior ou o lodo para os leitos de secagem, conforme necessidade e altura do manto de lodo formado.

Figura 7 – Tanques de tratamento físico-químico



Fonte: Do autor (2017).

A vazão de entrada varia durante o dia, conforme as atividades da linha de produção, que opera das 07:00 às 17:00. Os tanques físico-químicos funcionam como tanques de equalização, onde a vazão de entrada varia, mas a saída é

controlada para liberar de maneira constante durante 24 horas o efluente, alimentando continuamente os reatores biológicos na sequência do tratamento.

O lodo proveniente dessa etapa é acondicionado em leitos de secagem, conforme ilustrado na Figura 8, por aproximadamente 7 dias para posterior aspensão em solo agrícola.

Figura 8 – Leitos de secagem do lodo proveniente do tratamento físico-químico



Fonte: Do autor (2017).

Após o tratamento físico-químico, o efluente inicia a etapa de tratamento biológico, sendo encaminhado primeiramente a um reator UASB de 15 m³ de fluxo ascendente (FIGURA 9). O TDH desse reator é de cerca de 48 horas.

Na sequência, um reator de lodos ativados de aeração prolongada com sistema de aeração por ar difuso alimentado por um soprador de 5 cv de potência. O volume do tanque é de 23 m³ (FIGURA 10).

A vazão de entrada de projeto é de 16m³/dia, enquanto a vazão atual é de aproximadamente 8 m³/dia. A relação A/M de projeto é de 0,38 KgDBO₅/Kg SSVTA.d, o que caracterizaria uma operação de lodos ativados convencional, porém com a atual vazão a relação A/M é aproximadamente 0,19 KgDBO₅/Kg SSVTA.d, que caracteriza a operação de aeração prolongada.

Figura 9 – Reator UASB



Fonte: Do autor (2017).

Figura 10 – Reator de aeração do sistema de lodos ativados



Fonte: Do autor (2017).

Na etapa final, após passar pelo reator de lodos ativados, o efluente é encaminhado ao decantador secundário (FIGURA 11). Nesta etapa, parte do lodo é adensado e retorna ao reator aerado, já o sobrenadante clarificado é descartado como efluente final.

Figura 11 – Decantador secundário



Fonte: Do autor (2014).

4.2 Projeto existente

A ETE da empresa existe desde 2010, quando foi inaugurada a linha de produção de batata palha e batata chips. O projeto existente hoje na indústria foi desenvolvido no ano de 2014, quando foi acrescentado ao sistema inicial um reator de aeração de lodos ativados e um decantador secundário. O projeto teve como objetivo a redução de odores emitidos pelo efluente, bem como atender os parâmetros de lançamento exigidos pela legislação, que não vinham sendo alcançados.

A vazão de projeto do sistema de lodos ativados é 16 m³/dia, esse valor foi adotado visando uma ampliação da linha de produção. A vazão de geração de efluentes no ano de 2014 foi de 8 m³/dia, valor que se mantém praticamente constante até hoje.

4.3 Métodos de análise e monitoramento dos experimentos

Os experimentos tiveram início no mês de fevereiro, por questões operacionais da empresa. Os funcionários entraram em férias coletivas no mês de dezembro de 2017 e retomam suas atividades apenas no início de janeiro de 2018. Nesse período, como não houve geração de efluente e a ETE foi desativada. Por ser um período longo de pausa, sem alimento, os microrganismos dos reatores biológicos foram descartados quando a indústria retoma suas atividades. Com o uso de um substrato enzimático, foi realizada a inoculação dos microrganismos específicos para cada um dos reatores biológicos. O substrato foi utilizado durante 30 dias, visando a formação de uma variedade de microrganismos sustentáveis dentro dos reatores, conforme sugestão de dosagem do fornecedor de 13 g/m³ diárias em cada reator.

O período de inoculação ocorreu durante o mês de janeiro de 2018, visando formar a biota necessária o funcionamento dos reatores. Posteriormente, no mês de fevereiro de 2018, o reator passou por um período de aclimação com aeração em 100% da vazão. No mês de março se iniciaram as coletas de amostragem para análise.

Cada coleta foi realizada em 3 pontos distintos da estação. O primeiro ponto (PONTO 1) se localiza na entrada do reator de aeração, o segundo (PONTO 2) no interior do tanque, no centro do reator em uma altura correspondente a metade da altura total do reator. O terceiro e último ponto (PONTO 3) se encontra na saída final do decantador secundário, caracterizando o efluente final. A Figura 12 ilustra os locais onde foram realizadas as coletas de amostras.

Figura 12 – Pontos de coleta



Fonte: Do autor (2017).

Nos pontos 1 e 3 foram realizadas análises de DBO, DQO, NTK, Nitrogênio Amoniacal, ST, SV, pH, ORP, Temperatura e OD. O parâmetro de sólidos sedimentáveis não foi analisado nesses pontos pelo fato do efluente não apresentar valores significativos. O ponto 2 foi utilizado apenas para expressar as condições no interior do reator e acompanhar a variação da biomassa durante o período de testes, sendo assim foram realizadas as análises de SS, ST, SV, pH, ORP, Temperatura e OD.

Foram testadas 3 situações de vazão de aeração, uma a cada mês subsequente, iniciando em março. A primeira situação com 100% de vazão de ar (SITUAÇÃO 1), a segunda situação o teste ocorreu com 66% de vazão (SITUAÇÃO 2) e a última com 33% de vazão (SITUAÇÃO 3). A periodicidade das coletas das amostras foi de 3 vezes ao mês, aproximadamente uma a cada 10 dias, resultando em 3 conjuntos de análises de cada situação de aeração.

Destaca-se a importância de ter se respeitado o tempo de aproximadamente 10 dias entre a mudança de uma situação de aeração para outra, antes de realizar a coleta. Esse período reflete o tempo de adaptação dos microrganismos ao novo sistema de aeração imposto. Acredita-se que depois de 10 dias os microrganismos já estavam aclimatados as novas condições de aeração.

4.3.1 Determinação da vazão de operação

A geração de efluentes ocorre durante o processo produtivo de batata palha e batata ondulada. O horário de produção diário inicia às 7:00 e encerra às 17:00, de segunda-feira a sexta-feira. Para manter uma vazão constante nos reatores biológicos, o efluente é tratado em bateladas nos tanques de tratamento físico-químico e liberado para sequência do tratamento em vazão constante, durante todos dias da semana.

Como ETE não conta com um sistema de Calha Parshall ou qualquer outro sistema de medição de vazão, a mesma foi determinada a partir do volume coletado pelos tanques de tratamento físico-químicos durante um dia de produção normal.

Esse número foi multiplicado por 5 dias úteis de produção e dividido por 7 dias semanais. Dessa maneira tem-se a vazão média da ETE em m³/dia, conforme demonstrado na equação 2:

$$\text{Vazão} = \frac{\text{Volume diário gerado (m}^3/\text{d)} * 5 \text{ dias}}{7 \text{ dias}}$$

4.3.2 Tempo de detenção hidráulico

O TDH do sistema de lodos ativados foi calculado a partir da vazão diária de entrada. Sabendo-se o volume dos tanques de aeração e decantador secundário, dividiu-se o volume total pela vazão diária, tendo como resultado o número de dias que representa o TDH.

O TDH do sistema, expresso em dias, foi obtido através da equação 3:

$$TDH = \frac{\text{Vazão(m}^3/\text{d)}}{\text{Volume do reator(m}^3\text{)}}$$

4.3.3 Determinação do OD, temperatura, pH e ORP

Para obtenção dos parâmetros de OD, pH, temperatura e ORP, foram realizadas medições no próprio local, com o auxílio de uma sonda Multiparâmetros Horiba U-5000G (FIGURA 13) com mesma periodicidade das coletas. As leituras foram realizadas no efluente de entrada, dentro do reator de aeração de lodos ativados e no interior do decantador secundário. As amostras do efluente buscaram representar de maneira homogênea o real estado do reator.

O primeiro dos 3 pontos de obtenção dos parâmetros se localiza na entrada do reator aerado, caracterizando o efluente de entrada. O segundo ponto fica no interior do tanque aerado a uma altura de 2,25 m, que representa metade da altura total do tanque. O terceiro ponto está localizado no interior do decantador secundário, no ponto central.

Figura 13 – Sonda Horiba utilizada nas medições dos parâmetros OD, temperatura, pH e ORP



Fonte: Do autor (2018).

4.3.4 Determinação de Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV)

As análises de ST e SV se basearam no método gravimétrico que se fundamenta na diferença de peso. Dessa forma, a determinação das várias formas de sólidos prendeu-se à diferença entre o peso seco e úmido, em relação ao volume de amostra utilizado no ensaio. Através do método 2540B, de APHA (2012), obteve-se o valor de ST. Por sua vez, a variação de análise APHA (2012) 2540E permitiu determinar o valor de SV.

Para ambas análises, iniciou-se selecionando uma cápsula de porcelana, conforme Figura 14, previamente calcinada (500 °C durante 1 hora na mufla) a fim de evitar quaisquer contaminantes. A cápsula esfriou em dessecador, posteriormente pesou-se ela vazia (A) para posterior comparação. Depositou-se uma porção da amostra adequada ao volume da cápsula com o auxílio de uma pipeta.

Figura 14 – Cápsula de porcelana calcinada



Fonte: Do autor (2018).

Após a deposição da amostra na cápsula, durante 24 horas ficou exposta a temperatura entre 103 e 105 °C em estufa. Deixou-se o recipiente voltar a temperatura ambiente e pesou-se o conjunto (B). Durante todo processo manuseou-se o recipiente com auxílio de pinças para evitar interferências na pesagem.

O parâmetro ST, expresso em mg/L, foi obtido através da equação 4:

$$ST = \frac{(B - A) \times 1000}{\text{Volume da amostra (ml)}}$$

Onde:

A = Peso da cápsula vazia (mg)

B = Peso da cápsula vazia (mg) + resíduo sólido remanescente após desidratação (mg)

Para realizar a análise de SV, necessitou-se de mais uma etapa. A mesma amostra utilizada para análise de ST foi colocada em uma mufla, que atingiu a temperatura de 550 °C. A mufla já havia atingido essa temperatura antes de inserir a amostra, iniciando uma incineração imediata, volatilizando componentes orgânicos presentes. Após a amostra esfriou em dessecador, a fim de evitar contaminação da amostra, e realizou-se outra pesagem (C), obtendo um valor menor ou igual à de ST. A diferença entre os valores de ST e o peso da amostra após a incineração representou a porção de SV presente na amostra.

O parâmetro SV, expresso em mg/L, foi obtido através da equação 5:

$$SV = \frac{(B - C) \times 1000}{\text{Volume da amostra (ml)}}$$

Onde:

B = Peso da cápsula vazia (mg) + resíduo sólido remanescente após desidratação (mg)

C = Peso da cápsula vazia (mg) + resíduo remanescente após incineração (mg)

4.3.5 Determinação de Sólidos Sedimentáveis (SS)

A análise padrão de sólidos sedimentáveis foi realizada com o auxílio de um Cone de Imhoff (FIGURA 15). O efluente foi homogeneizado e o cone preenchido com 1 litro de amostra. Deixou-se a amostra decantar pelo período de 1 hora e, após avaliou-se o volume de sólidos que foram capazes de sedimentar, pela altura que representam no cone. Obteve-se então a medida de SS em mL/L.

Figura 15 – Cone de Imhoff utilizado nas análises de SS



Fonte: Do autor (2018).

4.3.6 Determinação de Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Para determinação de DQO, utilizou-se o método de determinação por titulometria de refluxo aberto 5220B, segundo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Nesse processo selecionou-se uma porção da amostra que foi diluída, a fim da quantidade de DQO ficar dentro de uma faixa adequada para análise.

Homogeneizou-se a amostra e com o auxílio de uma pipeta e adicionou-se 50 mL em um balão volumétrico de 250 mL. Adicionou-se 1 g de Sulfato de Mercúrio (HgSO_4) e lentamente inseriu-se 5mL de ácido sulfúrico para dissolver o HgSO_4 . Foi adicionado 25 mL Dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) com concentração de 0,04167M. O balão foi colocado no condensador e ligou-se o resfriamento. Adicionou-se o reagente de ácido sulfúrico (H_2SO_4) restante (70 mL) através extremidade aberta do condensador, mexendo constantemente. A abertura do condensador foi coberta e deixou-se a amostra no refluxo por 2 h. Resfriou-se a amostra e aumentou-se o volume até 250 mL com água destilada. Foram adicionadas 2 a 3 gotas de ferroína, indicador de pH e então titulou-se a amostra com Sulfato Ferroso Amoniacal até atingir a coloração vermelha.

Todo o processo foi repetido da mesma maneira com uma amostra em branco. A partir do volume de reagente gasto na titulação foi possível calcular o valor de DQO a partir da equação 6:

$$\text{DQO mg O}_2/\text{L} = \frac{(A - B) \times M \times 8000}{\text{Volume amostra}}$$

Onde:

A = volume de sulfato ferroso amoniacal utilizado para titulação do branco, em mL;

B = volume de sulfato ferroso amoniacal utilizado para titulação da amostra, em mL;

M = molaridade do sulfato ferroso amoniacal.

4.3.7 Determinação da DBO₅

A análise de DBO₅ foi executada com o auxílio de um equipamento Oxitop®, seguindo o método respirométrico 5210 D do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Conforme o método, a amostra foi depositada diretamente no recipiente, onde o valor é determinado automaticamente pelo aparelho que realiza medições até 400 g/L de DBO. O resultado foi expresso em mg/L diretamente no visor do equipamento após os 5 dias de incubação. As análises foram realizadas em duplicata, devido ao número restrito de equipamentos disponíveis, nos pontos pré-determinados. A Figura 16 ilustra o equipamento utilizado.

Figura 16 – Oxitop® utilizado em análises de DBO₅



Fonte: Merse (2018, texto digital).

4.3.8 Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

A metodologia utilizada na determinação do parâmetro de NT foi o método 4500-Norg C Semi-Micro-Kjeldahl Method (APHA, 2012). Adicionou-se 25 mL da amostra em um tubo de ensaio contendo reagente para digestão composto de Sulfato de Potássio (K_2SO_4), Sulfato de Cobre Pentahidratado ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) e ácido Sulfúrico. Os tubos foram levados ao bloco digestor e ficaram expostos a temperatura de 150 °C o tempo necessário para diminuir o volume da amostra para 30 mL. Após a redução do volume, a amostra foi exposta a temperatura de 385 °C até atingir uma cor verde.

Após esse processo, resfriou-se a amostra, diluiu-se e a destilou, de acordo com o método. Depois da destilação foi realizada a titulação da amostra com ácido sulfúrico e com base no volume gasto encontrou-se o valor de NTK.

A equação 7 foi utilizada para obtenção do valor de NTK:

$$NTK \left(\frac{mg}{L} \right) = \frac{(A - B) \times F \times 14000}{Volume amostra}$$

Onde:

A = volume de ácido sulfúrico utilizado para titulação da amostra, em mL;

B = volume de ácido sulfúrico utilizado para titulação do branco, em mL;

F = normalidade do ácido sulfúrico padronizado.

4.3.9 Determinação do nitrogênio amoniacal

A metodologia utilizada na determinação do parâmetro de Nitrogênio Amoniacal foi o método titulométrico 4500-NH₃ C (APHA, 2012). Primeiramente elevou-se o pH da amostra para 9,5. Na sequência a amostra passou pelo processo de destilação e após foi titulada com ácido sulfúrico.

A partir do volume de ácido sulfúrico utilizado na titulação da amostra e do branco, foi possível calcular o valor de nitrogênio amoniacal, conforme equação 8:

$$\text{Nitrogênio amoniacal } \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) = \frac{(A - B) \times F \times 14000}{\text{Volume amostra}}$$

Onde:

A = volume de ácido sulfúrico utilizado para titulação da amostra, em mL;

B = volume de ácido sulfúrico utilizado para titulação do branco, em mL;

F = normalidade do ácido sulfúrico padronizado.

4.3.10 Cálculos de eficiência

As eficiências (E) de remoção, para as variáveis: DQO, nitrogênio amoniacal, NTK e DBO₅, foram calculadas pela equação 9:

$$E = \frac{(S_o - S_s) \times 100}{S_o}$$

Onde:

E = eficiência de remoção (%);

S_o = concentração afluente (bruto) (mg/L);

S_s = concentração efluente no final do ciclo (mg/L).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir, são apresentados os resultados obtidos durante o monitoramento da estação de tratamento de efluentes, durante 3 cenários distintos de regimes de aeração. A situação 1, que corresponde a 100% de vazão do ar proveniente do soprador, e as situações 2 e 3 são referentes à vazão de 66% e 33%, respectivamente, do ar inserido no tanque, oriundo do soprador. Os resultados são previamente divididos em monitoramento das condições físicas e químicas do sistema (OD, ORP, temperatura, pH e série de sólidos) e eficiência quanto aos parâmetros DBO₅, DQO, NTK, nitrogênio amoniacal.

5.1 TDH e Vazão

A vazão de efluente gerado na empresa era desconhecida até o presente estudo, sendo o controle do volume gerado realizado de maneira empírica pelos operadores, sem nenhuma forma de registro. Para elaboração do projeto do reator de lodos ativados, considerou-se o valor de vazão de 15m³/dia, com TDH de 1,27 dias no reator aeróbio.

A vazão atual de efluente gerado em um dia de produção normal, considerando o funcionamento da empresa de segunda à sexta-feira, é de 12m³/dia, medida através do volume tratado diariamente nas caixas de tratamento físico-químico. Porém, para fins de determinação da vazão e TDH, considerou-se os 7 dias de operação da ETE, gerando um valor médio de vazão de 8,57m³/dia.

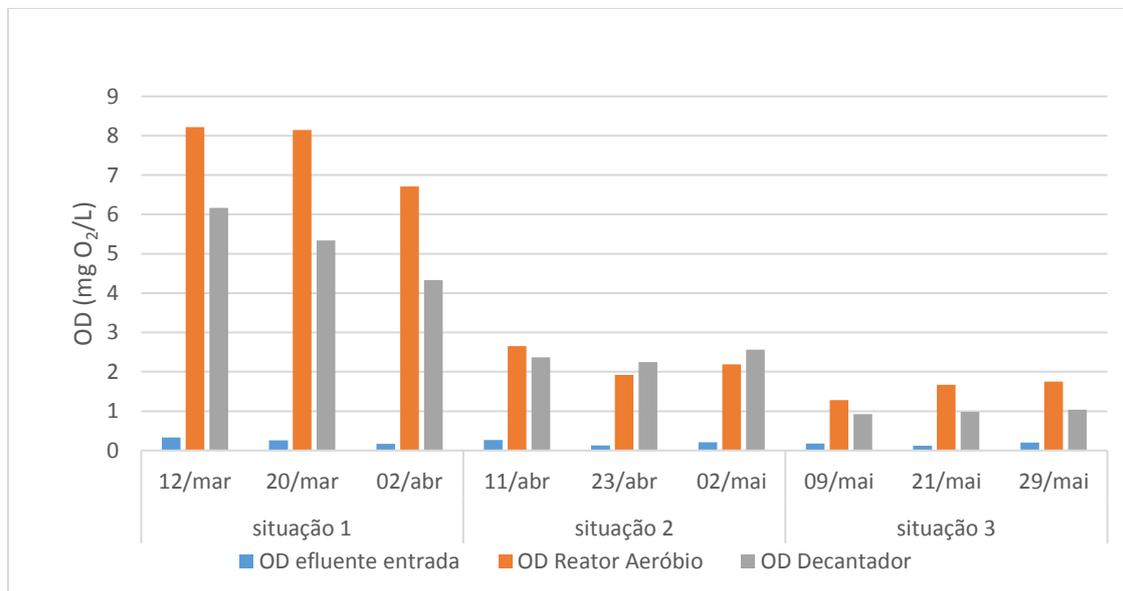
O volume de projeto do reator de lodos ativados é de 23m³, resultando em um TDH médio de aproximadamente 2,7 dias. Segundo Jordão e Pessôa (2014), este tempo configura um sistema de aeração prolongada.

É importante ressaltar que o volume gerado pelo processo produtivo da empresa pode variar de acordo com a época do ano, e em períodos de maior volume de vendas, pode-se chegar a 12m³/dia de vazão. Contudo, durante o período de realização deste estudo, não foi presenciada essa situação.

5.1.1 OD

Os valores de OD obtidos nas leituras da entrada do efluente, no interior do reator de lodos ativados e no interior do decantador secundário, durante os 3 cenários propostos, podem ser observados no Gráfico 1. A Tabela 2 apresenta os valores médios encontrados em cada um dos cenários propostos.

Gráfico 1 – Leituras de OD nos pontos analisados em 3 situações distintas



Fonte: Do autor (2018).

Tabela 2 – Valores médios de OD em cada situação criada

Ponto analisado	Valores médio OD (mg O ₂ /L)		
	situação 1	situação 2	situação 3
Entrada Efluente	0,25 ± 0,08	0,20 ± 0,07	0,17 ± 0,04
Reator Aeróbio	7,69 ± 0,85	2,25 ± 0,36	1,57 ± 0,25
Decantador	5,28 ± 0,92	2,39 ± 0,15	0,98 ± 0,06

Fonte: Do autor (2018).

Nota-se que os valores variaram de acordo com o regime de aeração estabelecido. No interior do reator e no decantador secundário apresentaram valores médios maiores que 5 mg O₂/L na situação 1 e maiores que 2 mg O₂/L na situação 2, resultando uma ótima condição para ocorrência do processo de nitrificação. De acordo com Zoppas (2016), são necessárias concentrações maiores que 2 mg O₂/L de OD.

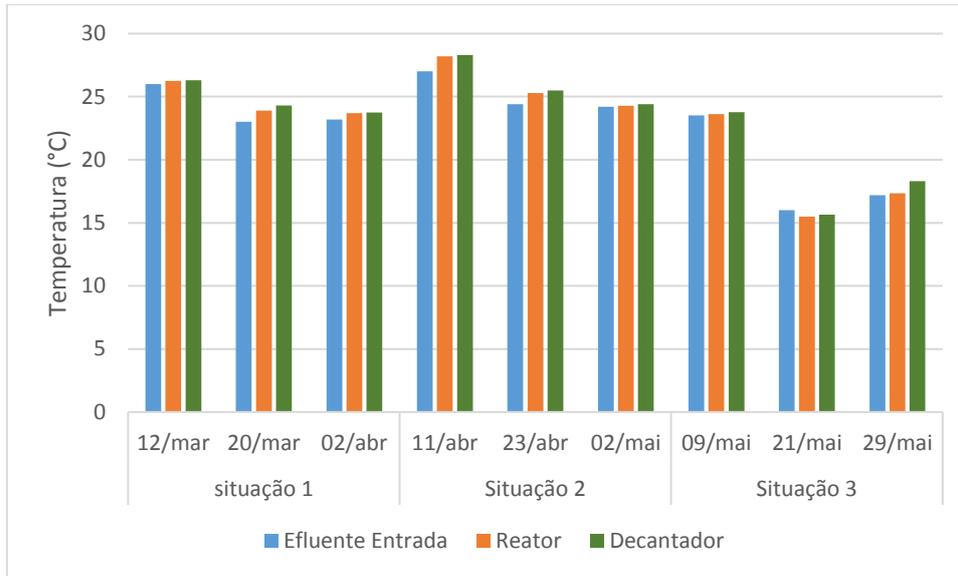
Na situação 3, os valores encontrados ficaram abaixo do limite estabelecido por Zoppas, Bernardes e Meneguzzi (2016), de 2 mg O₂/L. Sendo assim, essa condição pode causar problemas na ocorrência dos processos de nitrificação, não havendo oxigênio suficiente disponível para oxidação completa da matéria orgânica e demais compostos.

Os valores do efluente de entrada foram medidos para a sua caracterização, bem como acompanhamento dos processos anteriores ao reator aeróbio. Os mesmos apresentaram valores médios menores que 0,3 mgO₂/L de OD nos 3 cenários testados.

5.1.2 Temperatura

A temperatura do reator, do decantador e do efluente de entrada se mantiveram estáveis durante todo o período de testes, ocorrendo pequenas variações que acompanharam as mudanças da temperatura atmosférica que tiveram queda no período da situação 3. O Gráfico 2 mostra a variação da temperatura ao decorrer do período amostrado.

Gráfico 2 – Variação da temperatura (°C)



Fonte: Do autor (2018).

De acordo com Jordão e Pessôa (2014), a relação ótima para processos biológicos está na faixa entre 25 e 35 °C. Com o aumento de temperatura, ocorre aumento da taxa de reações químicas e biológicas e, em contrapartida, a concentração de saturação de OD diminui. A temperatura média dos 3 pontos foi de 23,06°C, faixa próxima à ideal para o desenvolvimento dos microrganismos e ocorrência de processos de nitrificação e desnitrificação, segundo Von Sperling (2005).

5.1.3 pH

Os valores médios de pH medidos nos 3 pontos de coleta estão expressos na Tabela 3.

Tabela 3 – Valores médios de pH nas diferentes situações estudadas.

	Efluente Entrada	Reator	Decantador
Situação 1	7,16 ± 0,07	7,26 ± 0,01	7,25 ± 0,06
Situação 2	6,61 ± 0,38	7,05 ± 0,25	7,10 ± 0,14
Situação 3	6,46 ± 0,01	6,82 ± 0,07	6,89 ± 0,06

Fonte: Do autor (2018).

Os valores médios de pH tiveram pouca variação ao decorrer dos cenários propostos. O menor valor medido foi de 6,20, enquanto o mais alto foi de 7,32.

Conforme Fleck (2015), a faixa de operação da ETE mostra-se ideal para o desenvolvimento dos microrganismos. Considera-se que há a melhor taxa de reação quando o pH se encontra em valores maiores que 6,00 e menores que 9,00, pois favorece tanto a nitrificação quanto desnitrificação em faixas próximas a neutralidade.

5.1.4 ORP

Os valores de ORP apresentados na tabela 7 revelam um padrão consistente com valores médios no reator e decantador. Segundo Von Sperling (2011), valores de ORP acima de 50 mV caracterizam zona aeróbia e abaixo de -50 mV caracterizam zona anaeróbia. Na situação 1, foram encontrados valores na faixa de 50 mV, o que onde estaria compreendido o efluente de entrada. Valores entre 50 mV e -50 mV descrevem uma zona anóxica, em que reações de desnitrificação são favorecidas. Nesta, estão compreendidos o reator e o decantador nas situações 2 e 3.

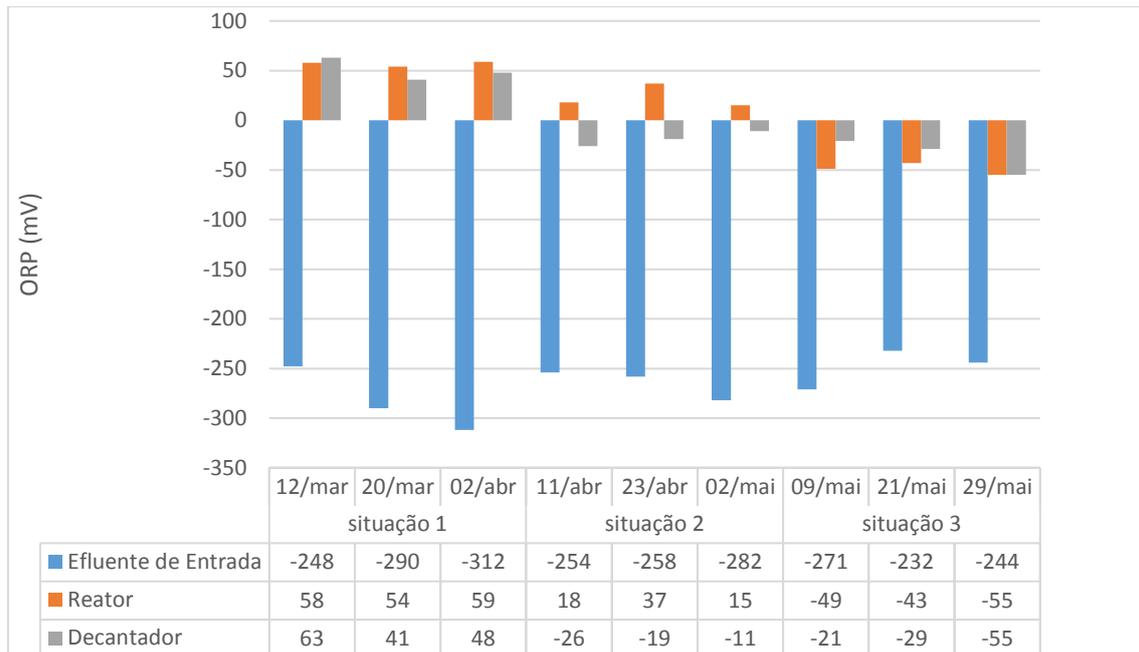
Tabela 4 – Valores médios de ORP em cada situação criada

ORP médio (mV)			
	Efluente de Entrada	Reator	Decantador
Situação 1	-283 ± 33	57 ± 3	51 ± 11
Situação 2	-265 ± 15	23 ± 12	-19 ± 8
Situação 3	-249 ± 20	-49 ± 6	-35 ± 18

Fonte: Do autor (2018).

Em todas leituras o efluente de entrada apresentou ORP característico de zona anaeróbia, como é representado no Gráfico 3. Esta constatação era esperada, tendo em vista que é oriundo de um reator UASB.

Gráfico 3 – Leituras de ORP nos pontos selecionados



Fonte: Do autor (2018).

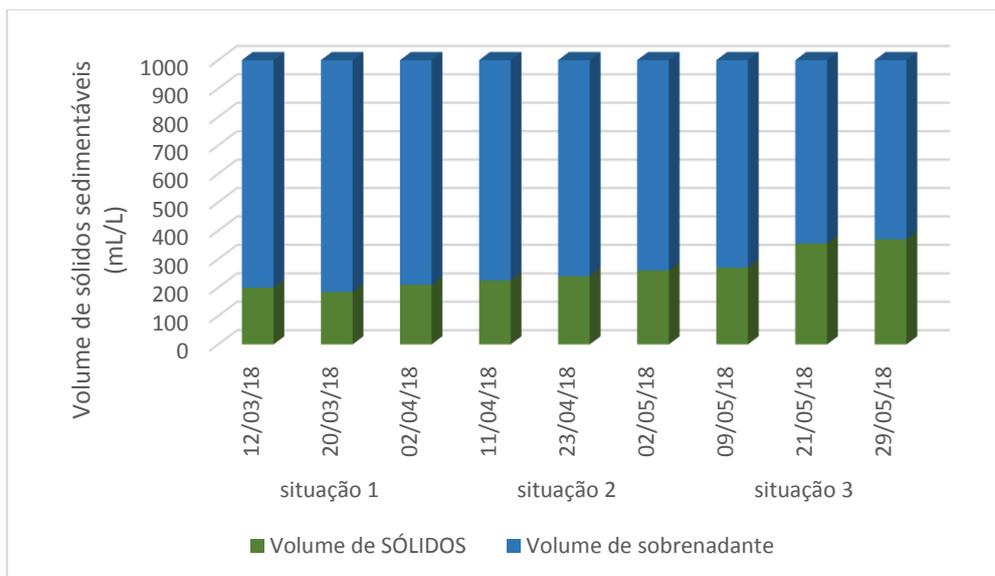
Percebe-se que os valores de ORP no interior do reator e no interior do decantador diminuíram conforme o fornecimento de oxigênio era restringido, saindo de uma situação aeróbia (situação 1) para zonas anóxicas (situação 2), chegando a pontos de leitura de -55mV , como do dia 29/05/18, caracterizando zonas anaeróbias durante testes da situação 3.

Apesar de haver relação entre a diminuição do OD e a diminuição obtida no ORP, essa variação não foi proporcional. Nas leituras de OD da situação 1 tinha-se valores de até $8,22\text{ mg O}_2/\text{L}$, próximos de uma situação de saturação do meio. Contudo, a leitura de ORP nesse mesmo dia indicou apenas 58 mV , condição aeróbia, porém muito próxima a uma zona anóxica. Acredita-se que as leituras de ORP podem estar com valores distorcidos devido a uma má calibração do equipamento. Para fins de comparação, Walter (2016) relatou valores de 178 mV para um OD de $4,86\text{ mg O}_2/\text{L}$, muito acima do registrado nas leituras realizadas em uma faixa de OD próxima, utilizando o mesmo equipamento empregado no presente trabalho.

5.1.5 Sólidos

O Gráfico 4 representa a evolução do volume de sólidos sedimentáveis ao decorrer das situações criadas. Historicamente o reator apresenta baixo valor de sólidos sedimentáveis, possivelmente pela baixa vazão de entrada e pela alta disponibilidade de OD para realização da oxidação, fazendo com que a própria biomassa do reator seja degradada até atingir um ponto de equilíbrio. Segundo Von Sperling (2005), o processo de respiração endógena pode ser responsável pelo baixo valor de produção líquida de sólidos, dificultando o crescimento da biomassa. Segundo os operadores da ETE, acredita-se que esse ponto de equilíbrio seja na faixa de 200 mL/L com a aeração em 100% da vazão, como historicamente a ETE opera.

Gráfico 4 – Evolução dos sólidos sedimentáveis durante variação da aeração.



Fonte: Do autor (2018).

O valor de sólidos sedimentáveis aumentou na situação 3, mesmo com as leituras de OD atingindo valores insuficientes. O aumento de SS pode indicar aumento da biomassa do reator, porém avaliando esse valor juntamente com o obtido na análise de ST (TABELA 5), foi percebido que a variação não foi acompanhada por esse parâmetro. Essa configuração de resultados leva-se a crer que o aumento do volume de SS foi causado por uma má sedimentabilidade do lodo,

podendo ser causada pela presença de bactérias filamentosas, conforme descrito por Jordão e Pessôa (2014).

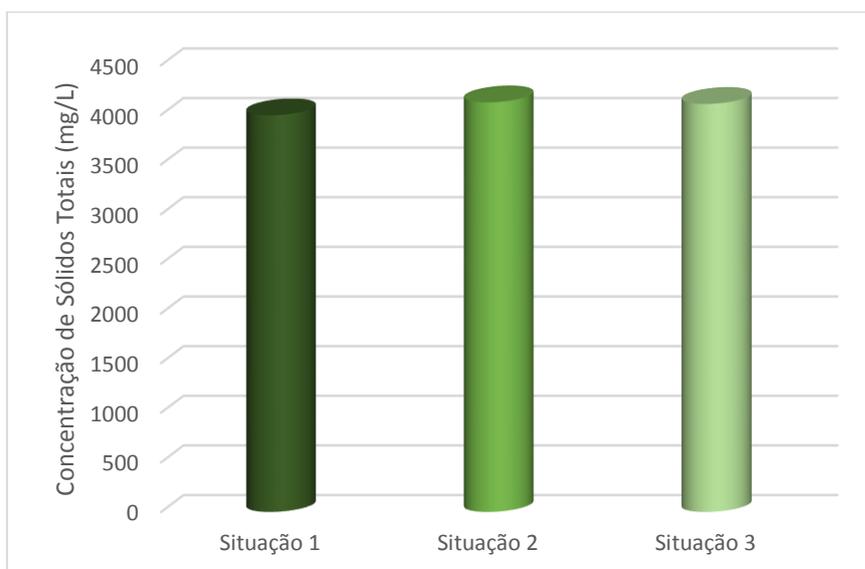
Tabela 5 – Valores médios de Sólidos Totais e Sólidos Voláteis

		Situação 1	Situação 2	Situação 3
Entrada Reator	ST (mg/L)	2440 ± 50	2250 ± 270	2140 ± 80
	SV (mg/L)	1060 ± 140	1050 ± 420	840 ± 230
Interior Reator	ST (mg/L)	4000 ± 190	4130 ± 120	4110 ± 160
	SV (mg/L)	2320 ± 70	2650 ± 180	2520 ± 170
Saída Final	ST (mg/L)	2120 ± 190	2150 ± 90	2190 ± 50
	SV (mg/L)	770 ± 220	780 ± 110	980 ± 180

Fonte: Do autor (2018).

O Gráfico 5 representa os valores de sólidos totais analisados. A proporção entre sólidos totais e sólidos voláteis ficou um pouco abaixo da relação estabelecida por Jordão e Pessôa (2014). De acordo com os autores, aproximadamente 75% dos sólidos totais são compostos por sólidos voláteis no interior do reator de lodos ativados. Essa relação apresentou média de 58% na situação 1, 64% na situação 2 e 61% na situação 3. Através dos resultados de sólidos totais ao decorrer das três situações criadas, percebe-se manutenção do valor, não indicando aumento da biomassa no interior do reator.

Gráfico 5 – Concentração de sólidos totais no interior do reator de lodos ativados



Fonte: Do autor (2018).

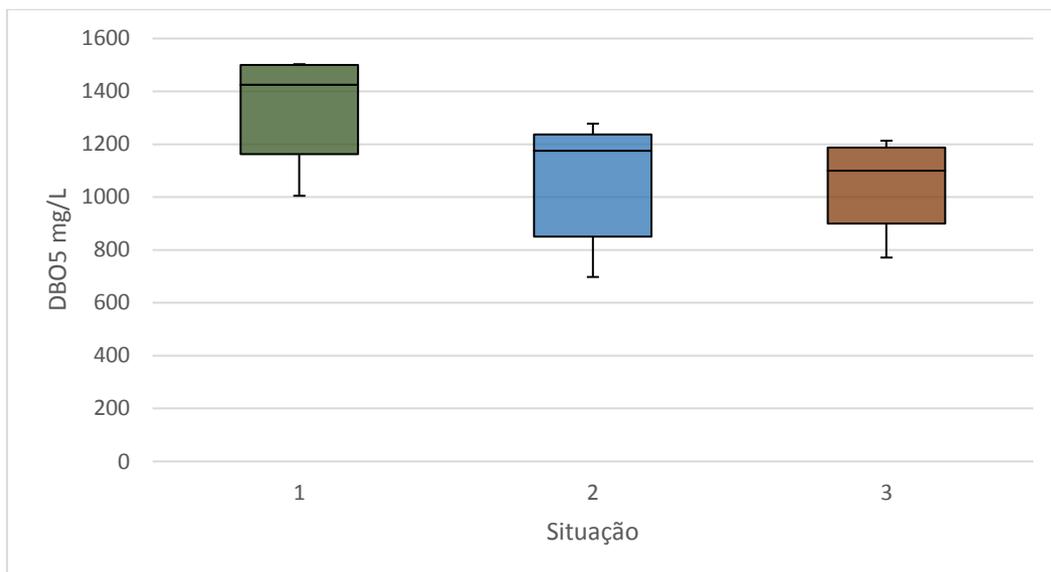
5.2 Eficiência

Para verificar a eficiência do reator, foram realizadas análises do ponto entrada do efluente no reator de lodos ativados e na saída final, nos parâmetros DBO₅, DQO, NTK e Nitrogênio Amoniacal, possibilitando a comparação dos diferentes cenários criados.

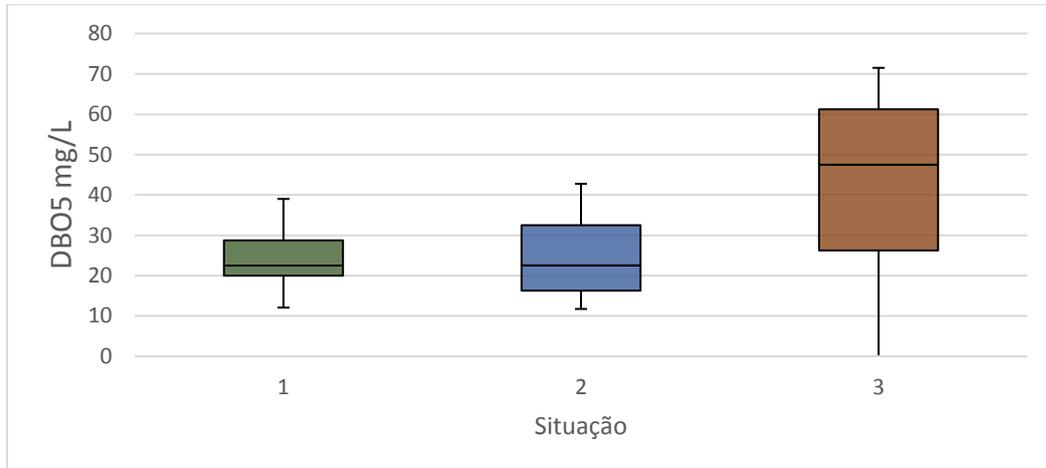
5.2.1 DBO₅

Os resultados das análises de DBO₅ nos pontos de entrada do reator e saída final do efluente podem ser verificados no Gráfico 6 e 7, respectivamente. A eficiência do tratamento nos 3 cenários estudados é expressa na Tabela 6. Os valores médios são expressos na Tabela 7.

Gráfico 6 – Resultados DBO₅ Entrada reator



Fonte: Do autor (2018).

Gráfico 7 – Resultados DBO₅ Saída Final

Fonte: Do autor (2018).

Tabela 6 – Eficiência de remoção de DBO₅

	Data da coleta	Eficiência atingida
Situação 1	12/março	98%
	20/março	99%
	02/abril	98%
Situação 2	11/abril	99%
	23/abril	97%
	02/maio	97%
Situação 3	09/maio	98%
	21/maio	96%
	29/maio	94%

Fonte: Do autor (2018).

Tabela 7 – Valores médios de DBO₅ em cada situação criada

DBO ₅ (mg/L)	ENTRADA	SAÍDA
Situação 1	1333 ± 231	23 ± 6
Situação 2	1075 ± 284	24 ± 9
Situação 3	1158 ± 278	39 ± 24

Fonte: Do autor (2018).

Os valores de DBO₅ de entrada do efluente no reator de lodos ativados apresentaram variações, possivelmente de acordo com o dia da semana que foi realizada a coleta, o tipo de batata que havia sido processada, bem como a eficiência do reator UASB que antecede o reator de lodos ativados. A partir dos resultados de entrada, foi possível calcular a carga diária de DBO₅ na entrada do reator, que apresentou valor médio de 10,14 kg/dia DBO₅. De acordo com o projeto, estipulou-se o valor de 25,5 kg/dia de DBO₅ para o dimensionamento. Sendo assim,

verifica-se que atualmente o reator está operando com apenas 39,79% de sua capacidade de remoção de DBO₅.

A pequena carga de entrada do efluente pode estar relacionada ao baixo valor de sólidos sedimentáveis presente no reator, que opera em condições de superdimensionamento e com pouca alimentação para os microrganismos presentes no lodo, impossibilitando o aumento da biomassa.

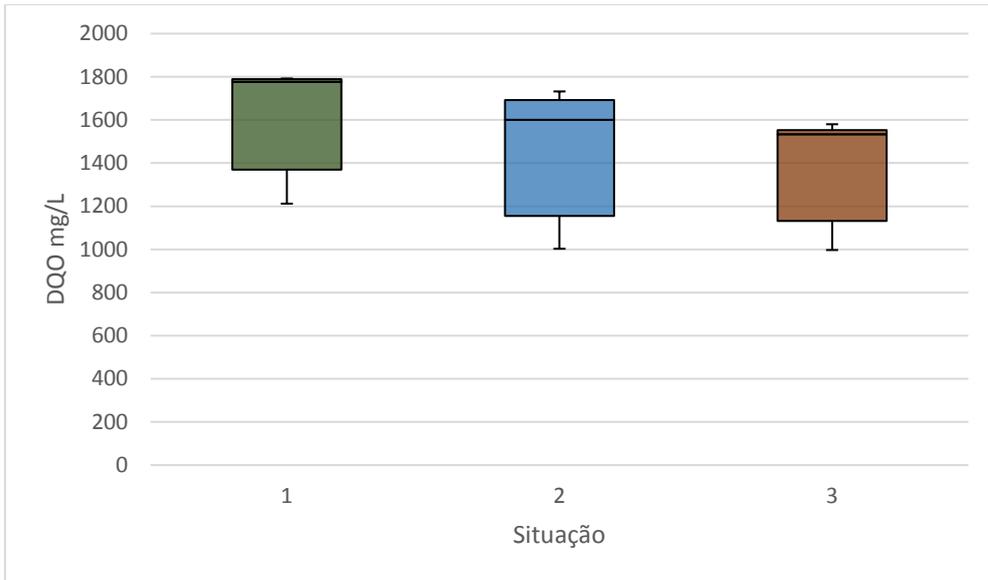
A alta eficiência de remoção de DBO₅ ficou comprovada nos três cenários estudados, com média de 97%, garantindo assim alta remoção da matéria orgânica presente no efluente. É possível perceber uma tendência a diminuição da eficiência de remoção de DBO₅ e aumento dos seus valores no efluente final ao decorrer da situação 3. Acredita-se que seja decorrente das condições de baixo OD obtidas dentro do reator e decantador.

Os valores do efluente final mantiveram-se estáveis, abaixo do que é estipulado pela legislação nos três cenários criados. O valor mais alto medido foi de 75 mg/L de DBO₅ durante a situação 3, sendo que a legislação CONSEMA nº 355/2017 estabelece para vazões menores que 100m³/dia um limite de 120mg/L de DBO₅.

5.2.2 DQO

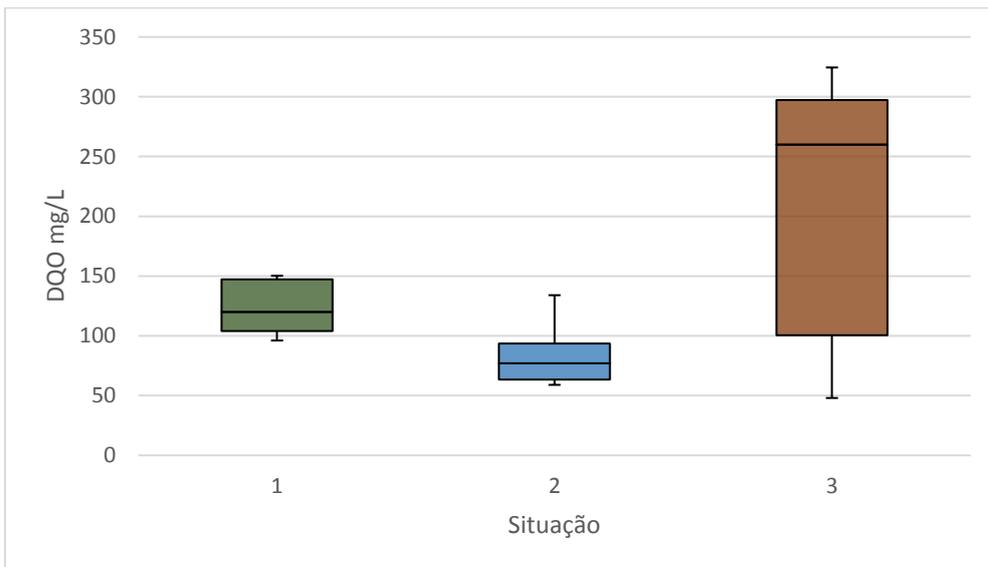
Os valores do parâmetro DQO são apresentados nos Gráficos 8 e 9, dividindo-se respectivamente em entrada do reator de lodos ativados e saída final das 9 coletas realizadas durante os três cenários propostos. Os valores médios são expressos na tabela 8.

Gráfico 8 – Resultados de concentração de DQO Entrada Reator



Fonte: Do autor (2018).

Gráfico 9 – Resultados de concentração de DQO Saída Final



Fonte: Do autor (2018).

Tabela 8 – Valores médios de DQO em cada situação criada

DQO (mg/L)	ENTRADA	SAÍDA
Situação 1	1597 ± 289	125 ± 27
Situação 2	1444 ± 344	78 ± 18
Situação 3	1366 ± 285	205 ± 124

Fonte: Do autor (2018).

A variação observada nos valores de entrada, assim como na DBO_5 podem ser em decorrência da eficiência do reator UASB que antecede a etapa do tratamento bem como das características do efluente bruto que entra na ETE.

A relação de proporção DQO/DBO é respeitada em todos os casos, demonstrando coerência dos resultados obtidos, com valores sempre maiores que 1, ficando com relação média geral de $1,27 \pm 0,09$ para efluente de entrada e $4,35 \pm 2,04$ para a saída final. Segundo Von Sperling (2005), valores menores que 2,5 na relação DQO/DBO representam efluentes com boa taxa de biodegradabilidade, passíveis de tratamento por meios biológicos.

Os valores de todas análises de saída final do efluente, nos três cenários testados, no parâmetro DQO mantiveram-se dentro dos limites estabelecidos na legislação CONSEMA n.º 355/2017 que para vazões menores de $100\text{m}^3/\text{dia}$ define o limite de $330\text{ mgO}_2/\text{L}$. O valor máximo obtido nas análises dos três cenários foi de $309,00 \pm 0,00\text{ mg/L}$ na coleta do dia 29/05/18 (situação 3), sendo que a média para a situação 1 foi de $125,68 \pm 27,87\text{ mgO}_2/\text{L}$, na situação 2 foi de $78,66 \pm 18,39\text{ mgO}_2/\text{L}$ e na situação 3 de $205,67 \pm 124,08\text{ mgO}_2/\text{L}$.

A menor eficiência de remoção de DQO registrada nas análises foi no dia 29/05/18, na situação 3, com 80%. Esse valor corrobora os dados coletados de valores insuficientes de OD e ORP para situação 3, revelando a perda de eficiência do sistema.

5.2.3 NTK

Na Tabela 9 é possível verificar a ocorrência da conversão do NTK em nitritos e nitratos, uma vez que as análises do efluente de saída registraram valores muito baixos para NTK e nitrogênio amoniacal, indicando a ocorrência de nitrificação pelo menos até a forma de nitrito (NO_2^-), conforme descrito por Jordão e Pessoa (2014).

Tabela 9 – Resultados NTK

Condição Aeração	Unidade medida	Entrada	Saída	Eficiência
Situação 1	mg/L	242,42 ± 7,80	1,55 ± 1,28	99%
Situação 2	mg/L	222,00 ± 15,62	1,27 ± 0,63	99%
Situação 3	mg/L	212,67 ± 20,36	12,63 ± 9,91	94%

Fonte: Do autor (2018).

A eficiência da conversão do NTK em nitritos e nitratos foi muito elevada na situação 1 e 2 não tendo registrado eficiência abaixo de 99%. Já na situação 3 a eficiência de remoção foi reduzida para faixa de, em média, 94%. O decaimento da eficiência nas duas últimas coletas, para 94% e 91% respectivamente.

O efluente final apresentou valores ínfimos de NTK residual, com valores médios de $1,55 \pm 1,28$ mg/L na situação 1, mantendo valores iguais a $1,27 \pm 0,63$ mg/L para a situação 2. Os valores encontrados na situação 3, foram de $12,63 \pm 9,91$ mg/L. Apesar de algumas condições não estarem favoráveis na situação 3, como o OD registrado em média de $1,57 \pm 0,25$ mgO₂/L, a oxidação do NTK em nitrogênio amoniacal se mostrou eficaz. Contudo percebe-se um decaimento da eficiência da conversão de NTK, possivelmente pelo valor de OD disponível abaixo do indicado pela literatura. Segundo Zoppas, Bernardes e Meneguzzi (2016), 2 mgO₂/L é o ideal para conversão do NTK em nitrogênio amoniacal.

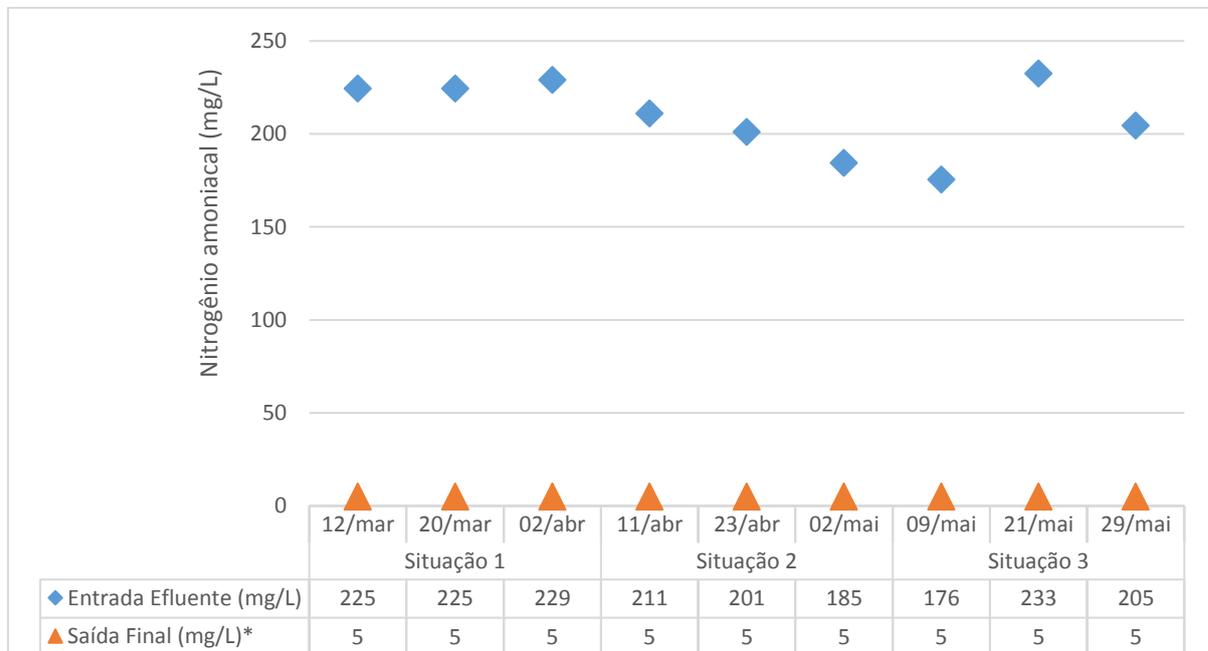
Os resultados do efluente de entrada para o parâmetro NTK apresentaram amplitude de 12%, enquanto para o parâmetro DQO a amplitude foi de 44%. Essa diferença de amplitudes entre os dois parâmetros pode indicar que a variação dos valores de entrada de DQO é consequência da eficiência do reator UASB. De acordo com Jordão e Pessoa (2014), os reatores UASB tem a capacidade de redução de carga orgânica (representado pela DQO), mas apresenta maiores dificuldades para redução de NTK e fósforo.

5.2.4 Nitrogênio amoniacal

O Gráfico 10 expressa os valores médios obtidos nas análises de nitrogênio amoniacal durante cada período de testes no reator. Os valores obtidos para NA

revelam eficiência de remoção de 97% em todas os 9 ensaios realizadas, durante os 3 cenários criados.

Gráfico 10 – Análises nitrogênio amoniacal



* Saída final com valores inferiores ao limite de detecção da metodologia (5mg/L).

Fonte: Do autor (2018).

Segundo relata Sant'anna (2013), mesmo após a oxidação da amônia, o nitrogênio continua presente no efluente, e sua remoção só acontece depois de realizada a etapa de desnitrificação, em que ocorre a conversão de nitrato em nitrogênio gasoso, este então liberado para atmosfera. Conforme Zoppas, Bernardes e Meneguzzi (2016), para realizar a desnitrificação é necessária uma condição anóxica no reator, como a criada durante as situações 1, 2 e 3 no decantador secundário, com valores de ORP entre 50mV e -50mV. Nessas condições, as bactérias utilizam o nitrato em substituição ao oxigênio no seu processo respiratório.

6 CONCLUSÕES

- ✓ Na atual configuração de operação da ETE, com vazão em 100% (situação 1), todos os parâmetros avaliados nesse estudo atendem os padrões de lançamento exigidos na legislação CONSEMA n.º 355/2017.
- ✓ A ETE está superdimensionada para a atual geração de efluente da empresa, o que acarreta aumento do TDH e desperdício de recursos, como o oxigênio fornecido ao sistema.
- ✓ As condições do reator na situação 1 e 2 apresentam-se todas em ótimas faixas para operação, havendo inclusive excesso de OD na situação 1 de acordo com as leituras obtidas, mostrando-se ideais para o tratamento biológico do efluente.
- ✓ Existe possibilidade de redução da vazão da aeração para valores entre 66% e 33%, uma vez que os parâmetros analisados nessas condições atendem os

padrões de lançamento estabelecidos na legislação CONSEMA n.º 355/2017. Isso acarretaria economia de energia e redução no custo do tratamento de efluente da empresa.

- ✓ Na situação 3, os níveis de OD medidos apontam para um mau funcionamento do reator, com valores abaixo do indicado por diversos autores, o que pode comprometer a eficiência do sistema de tratamento.

6.1 Considerações Finais

As faixas de aeração testadas (100 %, 66 % e 33 %) foram escolhidas por serem representativas, e pelo tempo necessário para a realização de mais testes não foi possível observar situações de aeração fora das faixas pré-estabelecidas. Sugere-se, para continuação do trabalho, a realização de testes com vazão de aeração entre 66 % e 33 %, o que se confirmada a eficiência do tratamento e das condições de operação representaria uma economia energética de no mínimo 1/3 em relação ao atual regime de tratamento de efluente da empresa.

As leituras das condições medidas no interior do reator e no decantador secundário indicam que com apenas 33% da vazão, a eficiência do reator decaia ao longo do tempo. A realização de um teste com maior duração na situação 3 acompanhando a eficiência do reator e a realização testes de micro vida confirmariam a manutenção da diversidade de microrganismos nestas condições a médio e longo prazo.

Em relação à estrutura física da ETE, coloca-se como sugestão a gestão da empresa verificar a viabilidade econômica da instalação de um sistema de automação. Este acionaria os sopradores quando a leitura de OD estivesse abaixo de um limite pré-estabelecido, permitindo que o reator trabalhe sempre com a faixa ideal de OD disponível e, ao mesmo tempo, que o soprador opere apenas quando for necessário, evitando assim desperdícios energéticos.

Para verificação da ocorrência do processo de desnitrificação, sugere-se que, além de NTK e NA, também sejam analisados os parâmetros nitritos e nitratos, podendo assim comprovar a conversão em nitrogênio gasoso (N₂).

REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, M. M. **Reator combinado Anaeróbio-Aeróbio de leito fixo para Remoção de Matéria Orgânica e Nitrogênio de Água Residuária de indústria Produtora de Lisina**. 2006. 131 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Área Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. Disponível em: <[http://professor.ucg.br/SiteDocente/admin/arquivosUpload/8930/material/TCC-Cassiana%20\(AN%C3%81LISE%20DAS%20ETAPAS%20DO%20PROCESSAMENTO%20E%20BATATA%20CHIPS\).pdf](http://professor.ucg.br/SiteDocente/admin/arquivosUpload/8930/material/TCC-Cassiana%20(AN%C3%81LISE%20DAS%20ETAPAS%20DO%20PROCESSAMENTO%20E%20BATATA%20CHIPS).pdf)> Acesso em: 12 set. 2017.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington (DC): APHA/AWWA/WEF, 2012.
- BARBOSA, I. M. et al. Remoção de matéria orgânica e nitrogênio em biorreator com membranas submersas operando em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n. 2, p. 304-315, abr./jun. 2016. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/html/928/92845330006/>>. Acesso em: 23 ago. 2017.
- BRASIL. Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: 10 set. 2017.
- CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. 3. ed. São Paulo: Engenho, 2016.
- CECCONELLO, C. M. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando leitões cultivados**. 2005. 149 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2005. Disponível em: <<http://tede.upf.br/jspui/handle/tede/333>>. Acesso em: 10 set. 2017.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – CONSEMA. Resolução n.º 355, de 19 de julho de 2017. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em:

<<http://www.sema.rs.gov.br/resolucoes#panel-1502798552717>>. Acesso em: 10 set. 2017.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 10 set. 2017.

DAVIS, M. L.; MASTEN, S. J. **Princípios de Engenharia Ambiental**. 3. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Remoção biológica de nitrogênio em efluentes líquidos: uma revisão. **Revista Eixo**, Brasília, v. 4, n. 2, p. 77-88, jul./dez. 2015. Disponível em:

<<http://revistaeixo.ifb.edu.br/index.php/RevistaEixo/article/view/293/186>>. Acesso em: 29 set. 2017.

FRANCO, A. C. R. et al. Tratamento de efluentes domésticos por disposição no solo pelo método de escoamento superficial. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, Uberaba, v. 7, n. 2, 2014.

FREIRE, R. S. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, Campinas, v. 23, n. 4, p. 504-511, jan. 2000. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v23n4/2650.pdf>>. Acesso em: 14 out. 2017.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

KOBYA, M. et al. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 190, n. 1-3, p. 201-211, abr. 2006.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 2. ed. São Paulo: Átomo, 2008.

LINS, E. A. M. **A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro muribeca**. 2003. 125 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003. Disponível em:

<<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5804>>. Acesso em: 14 out. 2017.

MACÊDO, J. A. B. **Águas e águas**. 2. ed. São Paulo: Livraria Varela, 2001.

MACIEL, A. A.; CRUZ, K. S. T.; ALVES, F. Análise da geração do biogás de uma pequena central termoelétrica instalada em uma estação de tratamento de efluentes no município de Sabará, MG. **Periódico Científico do Núcleo de Biociências – Centro Universitário Metodista Izabela Hendrix**, Belo Horizonte, v. 5, n. 10, dez. 2015. Disponível em: <<http://www3.izabelahendrix.edu.br/ojs/index.php/bio/article/view/819/735>>. Acesso em: 5 out. 2017.

MERSE ARTIGOS PARA LABORATÓRIO – MERSE. Catálogo de produtos. Porto Alegre, 2018. Disponível em: <http://catalogo.merse.com.br/catalogo_merse/catalogo.htm>. Acesso em: 14 jun. 2018.

NUNES, J. A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Aracajú: J. Andrade, 2012.

NUNES, J. A. **Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais**. 4. ed. Aracaju: J. Andrade, 2004.

PARENTE, A. H; SILVA, E. A. B. Redução de Efluentes Líquidos na indústria Alimentícia. **Revista Química & Tecnologia**, Pernambuco, v. 1, n. 1, p. 58-67, jul./dez. 2002. Disponível em: <<https://www.maxwell.vrac.puc-rio.br/4205/4205.PDF>>. Acesso em: 14 out. 2017.

PEIL, G. H. S.; KUSS, A. V.; GONÇALVES, M. do C. F. Avaliação da qualidade bacteriológica da água utilizada para abastecimento público no município de Pelotas – RS – Brasil. **Revista Ciência e Natura**, v. 37, n. 1, p. 79-84, jan./abr. 2015. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/html/4675/467546185008/>>. Acesso em: 14 out. 2017.

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

SILVA, A. C. **Tratamento de percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado**. 2002. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002. Disponível em: <http://www.snatural.com.br/PDF_arquivos/Efluente-Tratamento-Chorume.pdf>. Acesso em: 14 set. 2017.

SILVA, H. et al. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Minas Gerais, v. 37, n. 2, p. 181-188, 2008. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/70297>>. Acesso em: 28 ago. 2017.

STROOT, P. G. et al. Anaerobic condigestion of municipal, solid waste and biosolids under various mixing conditions – I: digester performance. **Water Research**, London, v. 35, n. 7, p. 1804-1816, 2001.

TCHOBANOGLIOUS, G. et al. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed. Nova York: McGraw-Hill Companies, 2003.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2009.

_____. **Lodos ativados**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005.

_____. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2011.

WALTER, R. H. **Avaliação das condições de aeração e da eficiência do sistema modular utilizado no tratamento dos efluentes gerados no centro cultural Univates**. 2016. 94 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Centro Universitário Univates, Lajeado, 2016. Disponível em: <<https://www.univates.br/bdu/handle/10737/1404>>. Acesso em: 25 maio 2018.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 1, p. 29-42, jan./mar. 2016. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10183/142573>>. Acesso em: 20 set. 2017.



UNIVATES

R. Avelino Tallini, 171 | Bairro Universitário | Lajeado | RS | Brasil
CEP 95900.000 | Cx. Postal 155 | Fone: (51) 3714.7000
www.univates.br | 0800 7 07 08 09