



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Gabriel Roberti


**Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena:
avaliação da formação de biomassa e seu desempenho no
tratamento biológico de esgoto sanitário**

Rio de Janeiro

2018

Gabriel Roberti

Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena: avaliação da formação de biomassa e de seu desempenho no tratamento biológico de esgoto sanitário



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental - Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientadora: Prof. Dra. Daniele Maia Bila

Coorientador: Prof. Dr. João Paulo Bassin

Rio de Janeiro

2018

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

R642 Roberti, Gabriel.

Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena: avaliação da formação de biomassa e de seu desempenho no tratamento biológico de esgoto sanitário / Gabriel Roberti. – 2018.
106f.

Orientador: Daniele Maia Bila.

Coorientador: João Paulo Bassin.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Esgotos - Teses. 3. Águas residuais - Purificação - Tratamento biológico - Teses. 4. Nitrificação - Teses. I. Bila, Daniele Maia. II. Bassin, João Paulo. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. IV. Título.

CDU 628.35

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Gabriel Roberti

Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena: avaliação da formação de biomassa e de seu desempenho no tratamento biológico de esgoto sanitário

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental - Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovado em: 30 de agosto de 2018.

Banca Examinadora:

Prof. Dra. Daniele Maia Bila (Orientador)
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dr. João Paulo Bassin (Coorientador)
COPPE - UFRJ

Prof. Dra. Ana Silvia Pereira Santos
Faculdade de Engenharia – UERJ

Prof. Dra. Juacyara Carbonelli Campos
Escola de Química - UFRJ

Rio de Janeiro

2018

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho à minha família, com muito carinho!

AGRADECIMENTOS

Meus agradecimentos aqui descritos são simples, porém verdadeiros, e de extrema gratidão!

Primeiramente, agradeço a Deus pelo dom da vida e pela bênção de acordar e trabalhar pelos meus objetivos e sonhos, passo a passo, sempre com muita fé - herdada dos meus pais, que, pelo exemplo, me ensinaram que a simplicidade e a honestidade são as únicas vias para o caminho do bem.

À minha esposa, melhor amiga e parceira de todos os momentos, agradeço pelo incentivo e compreensão do tempo ausente em dedicação ao trabalho.

Aos meus orientadores, professores Daniele Bila e João Paulo Bassin, agradeço, imensamente, pelo encaminhamento durante o trabalho, ajuda e paciência. Ao João Bassin, agradeço, também, pelas assertivas referências bibliográficas sugeridas e amizade construída, durante os últimos anos.

Não poderia deixar de agradecer ao Professor Marcelo Obraczka, pela sugestão de participação no processo seletivo do PEAMB, que culminou no presente trabalho, como também a todos os demais docentes do PEAMB-UERJ, equipe do laboratório DESMA, secretaria, colegas de turma e demais funcionários.

Agradecimento especial à Professora Regina Camacho, pelas sugestões e inúmeros incentivos à produção do material ora apresentado.

Aos colegas da empresa Royal HaskoningDHV, pelo profissionalismo e gentileza na cessão de dados e informações utilizadas como material de apoio. Agradecimento ao Laboratório Oceanus Hidroquímica e a toda equipe de Operação e Manutenção da empresa Zona Oeste Mais Saneamento que, bravamente, “encarou” o comissionamento e partida da nova ETE Deodoro, sem saber exatamente o que “viria pela frente”!

Ao engenheiro Leonardo Righetto, pelo encorajamento à capacitação acadêmica e compreensão e entendimento com o tempo dedicado no cumprimento dos créditos do PEAMB.

A todos, meus sinceros agradecimentos!

Todo homem, por natureza, quer saber.

Aristóteles

RESUMO

ROBERTI, Gabriel. *Partida de um sistema de lodo granular aeróbio em escala plena: avaliação da formação de biomassa e de seu desempenho no tratamento biológico de esgoto sanitário*. 2018. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

A tecnologia de lodo granular aeróbio tem-se mostrado promissora para o tratamento de águas residuárias. Apesar das inúmeras pesquisas utilizando esse processo para o tratamento de efluentes industriais e esgotos domésticos pelo mundo, ainda há poucos estudos em escala plena. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o início do processo de granulação aeróbia e o desempenho do tratamento biológico durante a partida da primeira planta de lodo granular aeróbio, em escala plena, da América Latina, destinada ao tratamento de esgoto sanitário. A estação de tratamento de Deodoro, localizada no município do Rio de Janeiro, foi projetada para operação em duas etapas distintas, com vazões de 750 L.s^{-1} (atual) e 1000 L.s^{-1} (futura). A unidade é composta por três reatores em batelada sequencial, e o início de sua operação se deu em julho de 2016. Para esse estudo, a planta foi monitorada durante 272 dias por meio de análises físico-químicas e microscópicas. A inoculação do reator biológico foi realizada com lodos ativados de uma planta convencional. O afluente aos reatores apresentou grandes oscilações de concentração em função da dinâmica e características locais da rede de coleta. Os valores médios de DBO, DQO e SST no afluente foram de 61 mg.L^{-1} , 152 mg.L^{-1} e $71,5 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Apesar da oscilação das características do afluente e das baixas cargas orgânicas aplicadas aos reatores (de aproximadamente $0,5 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$), o sistema foi capaz de suportar tais condições, mantendo-se estável. Os percentuais médios de remoção de DQO, SST, fósforo, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total foram de 85%, 84%, 55%, 92% e 73%, respectivamente, mesmo sem exigência legal e premissa de projeto para remoção de nutrientes. Durante o período de monitoramento da fase de *start-up*, os requisitos legais da legislação ambiental vigente foram plenamente atendidos logo nas primeiras semanas de operação, obtendo-se valores médios de DBO, DQO e SST efluentes de 6 mg.L^{-1} , 22 mg.L^{-1} , $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. O início do processo de granulação foi evidenciado, observando-se a formação de algumas estruturas granulares. No entanto, devido às baixas cargas orgânicas aplicadas, o percentual de granulação durante todo o período de operação do reator foi de apenas 5,5%. Finalmente, este estudo demonstrou que, apesar dos desafios a serem enfrentados, sobretudo em função das características do esgoto diluído utilizado, a tecnologia de lodo granular aeróbio pode ser efetivamente implementada no tratamento de efluentes domésticos no contexto nacional, atingindo excelente qualidade final de efluente tratado.

Palavras-chave: Lodo granular aeróbio; Tratamento biológico; Esgoto sanitário; Remoção de matéria orgânica; Nitrificação.

ABSTRACT

ROBERTI, Gabriel. *Start-up of a full-scale aerobic granular sludge system: evaluation of biomass formation and its performance in the biological treatment of sanitary sewage*. 2018. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

Aerobic granular sludge technology has been shown to be promising for wastewater treatment. Despite the several investigations applying this process for the treatment of industrial and domestic wastewater worldwide, there are still few studies in full-scale settings. The aim of the present work was to evaluate the development of the aerobic granulation process and the biological treatment performance during the start-up of the first full scale aerobic granular sludge plant in Latin America for the treatment of sanitary sewage. The Deodoro treatment plant, located in the city of Rio de Janeiro, was designed to be operated in two distinct stages, with flows of 750 L.s⁻¹ (current) and 1000 L.s⁻¹ (future). The unit is composed of three sequencing batch reactors, and its operation began in July 2016. For this study, the plant was monitored for 272 days by physicochemical and microscopic analysis. The inoculation of the biological reactor was carried out with activated sludge from an existing conventional plant. The influent sewage exhibited great concentration oscillations due to the dynamics and local characteristics of the collection network. The mean values of BOD, COD and SST in the influent were 61 mg.L⁻¹, 152 mg.L⁻¹ and 71.5 mg.L⁻¹, respectively. Despite the oscillation of the influent characteristics and the low organic loads applied to the reactors (approximately 0.5 kg COD.m⁻³.d⁻¹), the system was able to withstand such conditions while maintaining stability. The average percentages of COD, SST, phosphorus, ammonium and total nitrogen removal were 85%, 84%, 55%, 92% and 73%, respectively, even without legal requirement and design premise for nutrient removal. During the monitoring period of the start-up phase, the legal requirements of the current environmental legislation were fully met in the first weeks of operation, resulting in average effluent BOD, COD and SST concentrations of 6 mg.L⁻¹, 22 mg.L⁻¹, 7.5 mg.L⁻¹, respectively. Even without legal requirement and project premise, high percentages of ammonium and total nitrogen removal were achieved, with mean values of 92% and 73%, respectively. The beginning of the granulation process was evidenced, and the formation of some granular structures was noticed. However, due to the low organic load applied, the percentage of granulation during the entire reactor operating period was only 5.5%. Finally, this study demonstrated that, despite the challenges to be faced, especially due to the characteristics of sewage in Brazil, aerobic granular sludge technology can be effectively implemented in the treatment of domestic sewage in the national context, achieving excellent quality of treated effluent.

Keywords: Aerobic granular sludge; Biological sewage treatment; Organic matter removal; Nitrification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxogramas dos principais sistemas de lagoas de estabilização e suas combinações.	23
Figura 2 – Configuração básica do processo de lodos ativados.	25
Figura 3 - Fluxograma de uma ETE utilizando biofiltros.	28
Figura 4 - Esquema de funcionamento do biodisco.	29
Figura 5 - Esquema de um reator BAS (<i>Biofilm Airlift Suspension reactors</i>).	31
Figura 6 - Principais configurações dos Biorreatores com membranas. (a) Sistema MBR com membrana externa. (b) Sistema MBR com membrana submersa.	33
Figura 7 - Etapas de operação de um sistema SBR.	35
Figura 8 - Representação da estrutura e distribuição dos organismos biológicos dentro dos flocos de lodos ativados, comparado aos grânulos.	41
Figura 9 - Visão esquemática do ciclo e representação das zonas de oxidação no grânulo.	44
Figura 10 - Propriedades de sedimentação da biomassa granular aeróbia comparada ao lodo ativado. O lodo granular está no recipiente à esquerda e o lodo ativado à direita.	45
Figura 11 - Combinação de processos no interior dos grânulos.	51
Figura 12 - Perfil de concentração de OD e substrato em um grânulo aeróbio.	52
Figura 13 - Representação esquemática simplificada do processo de remoção de fósforo pelos grânulos aeróbios.	53
Figura 14 - Localização da unidade de tratamento no bairro de Deodoro-RJ.	54
Figura 15 - Fluxograma do processo de tratamento da ETE Deodoro.	57
Figura 16 - Gradeamento mecanizado.	58
Figura 17 – Peneiras rotativas.	59
Figura 18 - Caixas de areia combinada com remoção de gordura.	60
Figura 19 - Tanque de equalização.	61
Figura 20 - Reatores biológicos.	62
Figura 21 - Reator biológico em fase de aeração.	62
Figura 22 - Reator biológico em fase de alimentação/descarte simultâneos.	62
Figura 23 - Adensador mecanizado.	63
Figura 24 - Rosca desaguadora.	63

Figura 25 - Sistema de retirada e bombeamento de lodos ativados para utilização como inóculo para os novos reatores biológicos.....	65
Figura 26 - Pontos de amostragem para realização de análises laboratoriais. No ponto 2 foram retiradas amostras nas alturas de 1,5 e 5 m.	67
Figura 27 – Efluente tratado na ETE Deodoro a ser descartado no corpo hídrico.	72
Figura 28 - Morfologia do lodo de inóculo observada em microscopia óptica de contraste de fase. (A e B) Aumento de 100x. (C e D) Aumento de 400x.	73
Figura 29 – Concentrações de SST no reator nas profundidades de 1,5 e 5 metros.	75
Figura 30 - Peneiras com estruturas granulares retidas em malhas de (A) <0.4 & >0.2 mm	76
Figura 31 - Grânulos retirados do reator biológico da ETE Deodoro com aproximadamente 2,0 mm.....	77
Figura 32 - Amostra de lodo evidenciando grânulos densos entre estruturas floculentas (98º dia de operação). Barra de escala = 1000 µm.....	78
Figura 33 – Amostra de lodo granular analisado por microscópio de zoom estéreo. Barra de escala = 1000 µm	79
Figura 34 – Estrutura granular vista em detalhe por microscópio de zoom estéreo. Barra de escala = 1000 µm	80
Figura 35 - Amostra de lodo granular analisado por microscópio de zoom estéreo (Aumento 100x).....	81
Figura 36 - Imagens de micro-organismos peculiares da microfauna de lodos biológicos de tratamento de efluentes (Aumento de 400x).	82
Figura 37 – Perfis de DQO total afluente e efluente ao reator biológico.	83
Figura 38 – Remoção de DQO total ao longo do tempo de monitoramento do reator.	84
Figura 39 – Perfis de DQO solúvel e percentual de remoção ao longo do período de monitoramento.	85
Figura 40 – Percentuais de DQO solúvel e particulada na fase de alimentação do reator biológico.....	85
Figura 41 – Percentuais de remoção de DQO solúvel nas fases de alimentação e aeração, ao longo dos dias de monitoramento do reator.	86

Figura 42 – Percentuais de DQO solúvel e DQO particulada no efluente do reator biológico ao longo do período de monitoramento.....	87
Figura 43 – Perfis de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluente.....	87
Figura 44 – Percentuais de remoção de SST ao longo dos dias de monitoramento do reator biológico.....	88
Figura 45 – Valores de pH do afluente e efluente ao reator biológico.....	88
Figura 46 – Perfis de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) no afluente e efluente.	89
Figura 47 - Percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) ao longo do período de monitoramento do reator.	90
Figura 48 - Perfis de espécies nitrogenadas.	91
Figura 49 – Percentuais de remoção de nitrogênio e residuais de amônia, nitrato e nitrito.	91
Figura 50 – Concentrações de ortofosfato no afluente e efluente do reator biológico.	93
Figura 51 – Perfil de remoção de Ortofosfato ao longo dos dias de monitoramento.	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Interpretação do índice volumétrico de lodo.....	26
Tabela 2 - Lista de estações de tratamento em operação com a tecnologia NEREDA® pelo mundo.	39
Tabela 3 - Diretrizes e normativas do Instituto Estadual do Ambiente – INEA.....	55
Tabela 4 - Parâmetros de qualidade exigidos pelo INEA para a unidade Deodoro...	56
Tabela 5 - Condições de processo para início da operação do reator.	66
Tabela 6 - Composição dos ciclos operacionais ao longo dos dias de monitoramento do reator.	66
Tabela 7 - Análise, método e frequência realizados.....	68
Tabela 8 – Características do efluente bruto durante o período de monitoramento do <i>start-up</i> do reator biológico.....	70
Tabela 9 – Valores médios obtidos no efluente tratado da ETE Deodoro, atendendo plenamente as exigências e parâmetros analíticos das normas ambientais vigentes.	71
Tabela 10 - Valores médios de granulação obtidos ao longo dos 272 dias de monitoramento	77

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A/D	Razão altura/diâmetro
AGV	Ácidos graxos voláteis
AP5	Área de planejamento 5
AUSB	<i>Aerobic Upflow Sludge Blanket</i>
BOA	Bactérias oxidadoras de amônio
BOM	Bactérias oxidadoras de nitrito
CCO	Centro de Controle Operacional
CLP	Controlador lógico programável
CEDAE	Companhia Estadual de Água e Esgoto
DGAO	Organismos acumuladores de glicogênio desnitrificantes
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DPAO	Organismos acumuladores de polifosfato desnitrificantes
DQO	Demanda química de oxigênio
DQO/N	Razão demanda química de oxigênio/nitrogênio
EPS	Substâncias poliméricas extracelulares
GAO	Organismos acumuladores de glicogênio
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
IVL	Índice volumétrico de lodo
IWA	International Conference on Water Reclamation and Reuse
m/v	Razão massa/volume
NH ₄ ⁺	Amônia
NH ₄ ⁺ -N	Nitrogênio amoniacal
NO ₂ ⁻ -N	Nitrogênio nitrito
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO ₃ ⁻ -N	Nitrogênio nitrato
OD	Oxigênio dissolvido
OH	Hidroxila
PAO	Organismos acumuladores de polifosfato
PEAD	Polietileno de alta densidade
pH	Potencial hidrogeniônico

PHA	Polihidroxicanoatos
PHB	Polihidroxiacetato
PP	Polifosfato
PVC	Policloreto de polivinila
RBS	Reator em batelada sequencial
RBSG	Reator em batelada sequencial de grânulos aeróbios
SBR	<i>Sequencing Batch Reactor</i>
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
TRH	Tempo de retenção hidráulica
TRS	Tempo de retenção de sólidos

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	16
1	OBJETIVOS	20
1.1	Objetivo geral	20
1.2	Objetivos específicos	20
2	REVISÃO BIBLIGRÁFICA	21
2.1	Processos biológicos aplicados ao tratamento de efluentes	21
2.1.1	<i>Processos biológicos convencionais</i>	<i>21</i>
2.1.2	<i>Processos biológicos avançados</i>	<i>26</i>
2.2	Biomassa Granular Aeróbia	38
2.2.1	<i>Histórico e desenvolvimento - Tecnologia NEREDA®</i>	<i>38</i>
2.2.2	<i>Processo de granulação aeróbia e fatores que influenciam o processo</i>	<i>40</i>
2.2.3	<i>Vantagens e Benefícios do Processo</i>	<i>47</i>
2.2.4	<i>Aplicações do lodo granular aeróbio</i>	<i>48</i>
2.2.5	<i>Remoção de carbono e nutrientes (N, P) em grânulos aeróbios</i>	<i>50</i>
2.3	Estação de tratamento de Deodoro	53
2.3.1	<i>Caracterização da unidade</i>	<i>55</i>
2.3.2	<i>Premissas para dimensionamento da estação</i>	<i>55</i>
2.3.3	<i>Fluxograma de tratamento</i>	<i>56</i>
3	METODOLOGIA	64
3.1	Inoculação do reator	64
3.2	Operação do reator	65
3.3	Monitoramento do reator	67
3.4	Controle analítico	68
3.5	Tratamento dos dados	69
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	70
4.1	Caracterização do efluente bruto	70
4.2	Atendimento aos padrões ambientais	71
4.3	Características da Biomassa	72
4.3.1	<i>Inóculo</i>	<i>72</i>
4.3.2	<i>Formação da biomassa granular aeróbia e propriedades</i>	<i>74</i>
4.4	Eficiência do tratamento biológico	83

4.4.1	<i>Matéria orgânica</i>	83
4.4.2	<i>Material particulado</i>	87
4.4.3	<i>Nutrientes</i>	89
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	95
	REFERÊNCIAS	97

INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A água, recurso natural vital às diversas atividades da humanidade, tem sido motivo de preocupação e tema em evidência e estudos no mundo inteiro. O crescimento demográfico desordenado, o aumento da industrialização nos conglomerados urbanos e as demais ações antrópicas potencialmente poluidoras têm despertado atenção quanto à garantia de disponibilidade de água, em quantidade e qualidade suficiente para suprir seus usos diversos, atuais e futuros.

Segundo a Organização das Nações Unidas (2015), as grandes prioridades para a região da América Latina são construir a capacidade institucional formal para gerenciar os recursos hídricos, promover a integração sustentável da gestão desses recursos para o desenvolvimento socioeconômico, e garantir pleno cumprimento do direito humano à água e ao saneamento.

Em relação a números globais, o Brasil possui uma boa quantidade de água. Estima-se que o país disponha cerca de 12% da água doce do planeta. Porém, a distribuição natural do recurso não é equilibrada. Na região Norte, por exemplo, são concentrados aproximadamente 80% do total de água disponível, mas representam apenas 5% da população nacional. Já as regiões próximas ao Oceano Atlântico possuem mais de 45% da população, e menos de 3% dos recursos hídricos do país (ANA, 2017).

Sendo assim, a contaminação dos mananciais ganha atenção especial, potencializada pela falta de saneamento básico.

No Brasil, aproximadamente 60 milhões de brasileiros (9,6 milhões de domicílios urbanos) não possuem atendimento por rede de coleta de esgotos e, desses, cerca de 15 milhões (3,4 milhões de domicílios) não têm disponibilidade à água encanada (SNIS, 2016). Alarmante também, é a informação de que, do montante de esgotos coletados, apenas 25% são encaminhados para tratamento, sendo o restante descartado “in natura”, sem qualquer tratamento, nos corpos hídricos, como rios, lagos ou mar.

Os esgotos sanitários, constituídos por matéria orgânica, altas concentrações de nutrientes e contaminantes patogênicos são potencialmente prejudiciais aos ecossistemas naturais e, por consequência, à saúde humana. Esses compostos, quando lançados sem tratamento nos sistemas aquáticos, acarretam o consumo do oxigênio dissolvido na água, o processo de eutrofização de mananciais e a

proliferação de doenças de veiculação hídrica, como disenteria, hepatite, meningite, ascaridíase, tracoma, esquistossomose e outras. Segundo a Organização Mundial da Saúde (2014), mais de cinco milhões de pessoas morrem por ano no mundo devido às doenças transmitidas pela poluição das águas.

Com isso, a preocupação com a preservação dos recursos hídricos e com o cumprimento dos padrões de lançamento de efluentes tem propiciado o aumento dos investimentos públicos em saneamento básico, e os processos biológicos vêm sendo largamente empregados como opção de tecnologia a ser utilizada no tratamento de esgotos sanitários.

A ótica quanto ao tratamento de esgotos e efluentes, de forma geral, tem sofrido alterações expressivas com o decorrer do tempo. O tratamento por processos biológicos, na maioria das estações, objetivava prioritariamente a remoção de matéria orgânica dissolvida e sólidos em suspensão, devido à sua ação poluidora do ambiente.

Com o passar dos anos, a crescente preocupação com a poluição das águas e a otimização dos processos de tratamento de esgotos fez com que outro enfoque fosse dado aos sistemas e tecnologias de tratamento, tendo como alvo a remoção de nutrientes com alto potencial poluidor: nitrogênio e fósforo.

Os sistemas biológicos de tratamento de esgotos no Brasil ainda se baseiam em tecnologias desenvolvidas há décadas. As plantas de tratamento são, na grande maioria das vezes, projetadas apenas para a remoção de matéria orgânica, e além disso, as unidades ocupam áreas de grandes dimensões, inviabilizando a sua construção em locais onde o espaço físico é limitado.

Novos desenvolvimentos tecnológicos impulsionaram a geração de sistemas de tratamento mais compactos, com maior eficiência e grande capacidade de tratamento, os quais vêm sendo considerados como alternativas aos tradicionais sistemas de biomassa suspensa (BASSIN, 2012).

Recentemente, foi desenvolvida uma tecnologia de biofilme que faz uso de biomassa autoimobilizada, sem a necessidade de meio suporte. Essa tecnologia foi denominada de lodo granular aeróbio ou grânulos aeróbios, e tem sido considerada um divisor de águas na área de saneamento e no segmento de tratamento de esgotos. No processo de lodo granular aeróbio, as bactérias crescem na forma de grânulos, e não em flocos como ocorre no sistema convencional de lodos ativados. Por se encontrarem autoimobilizados em uma matriz de exopolissacarídeos

liberados por eles mesmos, os micro-organismos não necessitam de materiais suporte, diferentemente do restante dos processos com biofilme. Tal característica contribui para diminuir os custos de investimento (BASSIN, 2012).

Apresentando forma externa esférica cujo diâmetro pode variar de 0,2 a 5,0 mm, os grânulos caracterizam-se por possuir densidades muito superiores em comparação com aquelas apresentadas pelo lodo ativado convencional (ADAV e LEE, 2008), o que os tornam detentores de inúmeras características interessantes, a saber (LIU e TAY, 2004; ADAV e LEE, 2008; BASSIN, 2011):

- Excelente sedimentabilidade em virtude do tamanho significativo desses agregados, facilitando a separação entre o efluente tratado e a biomassa, e permitindo a redução do espaço ocupado pelos decantadores das plantas convencionais;
- Propiciam grande retenção de biomassa, promovendo rápida transformação dos poluentes e construção de reatores compactos;
- Menor vulnerabilidade à inibição por compostos químicos;
- Presença de camadas aeróbias, anóxicas e anaeróbias propiciam a ocorrência simultânea de diversos processos de degradação, possibilitando que a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo seja realizada em um único reator e não em unidades separadas.

No entanto, o processo de granulação a partir de flocos de lodo ativado em condições de clima tropical ainda não está completamente elucidado e a escassez de informações a respeito da aplicação da tecnologia, sobretudo em países em desenvolvimento, é notável.

Assim, em 2013, a empresa Foz do Brasil (atual BRK Ambiental) fechou um Acordo de Cooperação técnica com a Royal HaskoningDHV, empresa que possui a patente da tecnologia de lodo granular aeróbio, denominada NEREDA®. O objeto do acordo foi o desenvolvimento de projetos para unidades de tratamento de esgotos sanitários, utilizando lodo granular aeróbio em solo brasileiro. Um dos projetos em questão foi previsto para o bairro de Deodoro, na zona oeste do município do Rio de Janeiro, onde a Concessionária Zona Oeste Mais Saneamento é responsável pela gestão dos serviços de esgotamento sanitário da área de planejamento 5 do município.

Em 2015 foram iniciadas as atividades e obras de implantação da planta de tratamento no município do Rio de Janeiro, que tiveram a duração de,

aproximadamente, 18 meses. Após a conclusão das obras a equipe técnica da Concessionária Zona Oeste Mais Saneamento em conjunto com os técnicos da empresa Royal HaskoningDHV, iniciaram o comissionamento e a partida de operação da primeira planta de tratamento de esgotos de lodo granular aeróbio da América Latina, em julho de 2016.

Dessa forma, o presente trabalho teve por finalidade evidenciar os resultados analíticos obtidos durante a fase de *start-up* da nova ETE Deodoro, registrando, assim, os benefícios que o tratamento de esgotos domésticos por tecnologia de biomassa granular aeróbia oferece ao meio ambiente, potencializando a disseminação de sua aplicação em escala real, e contribuindo para a comunidade acadêmica e toda a sociedade.

Este documento encontra-se estruturado da seguinte maneira:

- No capítulo 2, será feita revisão bibliográfica do tema em tela, trazendo o histórico e conceituação da tecnologia de biomassa granular.
- Em seguida, no capítulo 3 será descrita a metodologia utilizada no trabalho.
- No capítulo 4, serão apresentados os resultados obtidos ao longo dos 272 dias de acompanhamento da unidade, com as conclusões e demais ponderações expostas no capítulo 5.
- Ao final, serão listadas todas as referências bibliográficas abordadas neste trabalho.

1 OBJETIVOS

1.1 Objetivo geral

Neste trabalho, pretende-se evidenciar a eficiência do tratamento biológico de uma planta de biomassa granular de escala plena, para o tratamento de esgoto sanitário da cidade do Rio de Janeiro.

1.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos a serem alcançados ao longo do projeto são:

- avaliar a tratabilidade de esgoto doméstico por meio da aplicação de lodo granular aeróbio, focando na remoção de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo).
- evidenciar a operação e adequação da operação dos reatores de lodo granular às condições prevalentes no Brasil.
- acompanhar a formação de grânulos aeróbios, a partir da inoculação por lodos de sistema de lodos ativados, em reatores de batelada sequencial em escala plena.
- contribuir para a propagação da tecnologia de lodo granular no âmbito nacional, por meio de publicações acadêmicas.

2 REVISÃO BIBLIGRÁFICA

No presente capítulo, é apresentado um breve descritivo das principais modalidades de processos biológicos aeróbios de tratamento, uma vez que a tecnologia em estudo se encontra nessa classificação. Por conveniência, segregar – se-ão as descrições dos sistemas biológicos em duas linhas, sendo elas: processos biológicos convencionais e processos biológicos avançados.

2.1 Processos biológicos aplicados ao tratamento de efluentes

São conceituados como processos biológicos de tratamento de esgotos aqueles que utilizam a ação dos próprios micro-organismos presentes nos esgotos, transformando componentes complexos em compostos simples, como a conversão de matéria carbonácea e demais componentes a subprodutos e células. Segundo Jordão e Pessoa (2009), os processos biológicos de tratamento buscam reproduzir os fenômenos biológicos realizados na natureza em dispositivos racionalmente projetados, sendo os principais processos biológicos de tratamento a oxidação biológica (aeróbia e anaeróbia) e digestão do lodo (aeróbia e anaeróbia). Metcalf & Eddy (2003) acrescentam ainda que a combinação de processos aeróbios, anóxicos e anaeróbios é amplamente aplicada para a oxidação de carbono (comumente analisado como DBO_5) e remoção dos nutrientes (nitrogênio e fósforo), em esgotos domésticos e efluentes industriais.

2.1.1 Processos biológicos convencionais

O tratamento de esgotos por processos biológicos convencionais, geralmente, é constituído por sistemas de biomassa floculada e dispersa, como por exemplo as lagoas de estabilização e os lodos ativados. O princípio da biomassa floculada é o desenvolvimento da atividade dos micro-organismos em suspensão, sob a forma de flocos, tendo em sua dinâmica de operação uma fase de separação sólido-líquido, tornando a fração líquida clarificada, própria para descarte final, e outras etapas complementares de tratamento.

2.1.1.1 Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são corpos hídricos, naturais ou construídos, onde acontecem de forma espontânea fenômenos físicos, químicos e biológicos característicos da autodepuração (JORDÃO e PESSOA, 2009). A matéria orgânica carbonácea presente no meio é estabilizada pela ação de bactérias e outros organismos, como fungos e protozoários.

Segundo Von Sperling (2002), trata-se da forma mais simplificada para tratamento de águas residuárias, onde variações do processo apresentam diferentes níveis de condição operacional e áreas requeridas. Ainda segundo o autor, o tratamento por lagoas de estabilização é aplicável preferencialmente em localidades de clima quente e países em desenvolvimento, em razão de alguns aspectos listados a seguir:

- disponibilidade de área
- clima favorável (altas temperaturas e insolação)
- operação simplificada
- baixa ou nenhuma mecanização

Existe uma variedade de tipologia e arranjos das lagoas de estabilização, oferecendo assim diferentes níveis de tratamento, e podendo ser combinados de acordo com os objetivos de remoção de poluentes (matéria carbonácea e/ou organismos patogênicos), sendo os mais citados na literatura as lagoas anaeróbias, lagoas facultativas, lagoas de maturação e as lagoas aeradas mecanicamente.

Combinações envolvendo sistemas de lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, e também sistema de lagoas aeradas de mistura completa seguidas por lagoas de decantação, também podem ser empregadas para o tratamento de efluentes, conforme ilustrado na Figura 1.

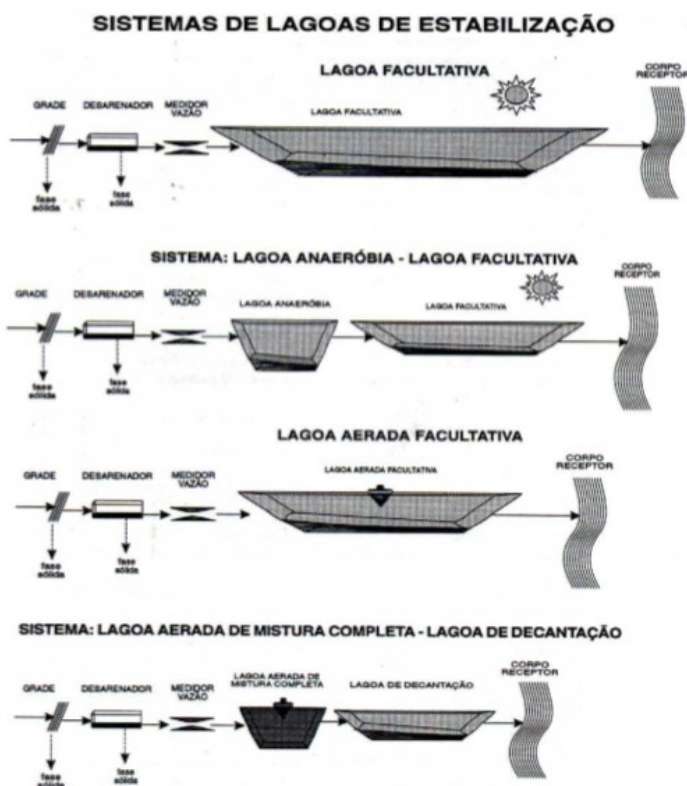


Figura 1 - Fluxogramas dos principais sistemas de lagoas de estabilização e suas combinações.

Fonte: Von Sperling, (2002)

Diversas concepções de lagoas podem ser utilizadas, no intuito de melhorar a qualidade do efluente final, promover o reuso, reduzir a área de implantação, entre outros. Destacam-se nesse contexto, as lagoas de alta taxa, as lagoas com macrófitas, as lagoas com peixes e as lagoas com biofilme.

Embora a eficiência de tratamento desse tipo de processo biológico seja aceitável, na faixa de 75 a 85% (JORDÃO e PESSOA, 2009), e as condições climáticas do Brasil adequadas para a implantação de lagoas para tratamento de esgotos, sua aplicabilidade se torna pouco viável em centros e aglomerados urbanos, uma vez que geralmente ocupam área extensas e podem apresentar odores ofensivos à vizinhança.

2.1.1.2 Lodos Ativados

O processo de lodos ativados originou-se na Inglaterra, aproximadamente no ano de 1914, com autoria de Arden e Lockett. Por aproximadamente 30 anos, o processo permaneceu sem incrementos ou qualquer alteração, tendo somente em 1950 o início de desenvolvimento e pesquisas visando sua modificação. Atualmente, é amplamente aplicado em inúmeras unidades de tratamento de esgotos domésticos e efluentes industriais ao redor do mundo, assim como aplicado em combinações com outras tecnologias, como os reatores anaeróbios (GONÇALVES et al, 2001).

Em sua configuração básica (Figura 2), um sistema de tratamento por lodos ativados é composto por um reator aeróbio (comumente chamado também de tanque de aeração) onde o esgoto bruto e os flocos de lodo ativado são misturados, agitados e aerados para que ocorram as reações bioquímicas, seguido por um decantador secundário, onde a biomassa é separada da fração líquida, o que permite o descarte de um efluente clarificado. Vital para esse sistema é a realização da recirculação de uma fração da biomassa ativada para o reator aeróbio, sendo uma fração menor descartada como lodo em excesso.

Devido à recirculação do lodo, a biomassa permanece nos reatores por um período de tempo maior que a fração líquida, tempo esse chamado de idade do lodo. Assim, a idade do lodo é definida como a relação entre a quantidade de lodo biológico presente no tanque de aeração e a quantidade de lodo biológico removida diariamente (VON SPERLING, 2002). Segundo Rittmann & McCarty (2001), a idade do lodo pode ser determinada entre 4 e 10 dias, sendo o reator projetado apenas objetivando a remoção de matéria orgânica. Dependendo das condições climáticas, é possível obter a conversão de amônio em nitrato pela nitrificação. A idade do lodo é também utilizada em processos de lodos ativados não apenas em função de eficiência, mas também como variável a controlar as características físicas e biológicas da biomassa.

A permanência dos sólidos no reator, respeitando uma quantidade limite, garante a eficiência do sistema de lodos ativados, pois a concentração de biomassa ativa acelera a velocidade de oxidação da matéria orgânica presente no meio, permitindo a proliferação e vitalidade de organismos específicos, diminuindo o tempo de retenção hidráulica (em horas), necessitando assim de menores volumes de reator.

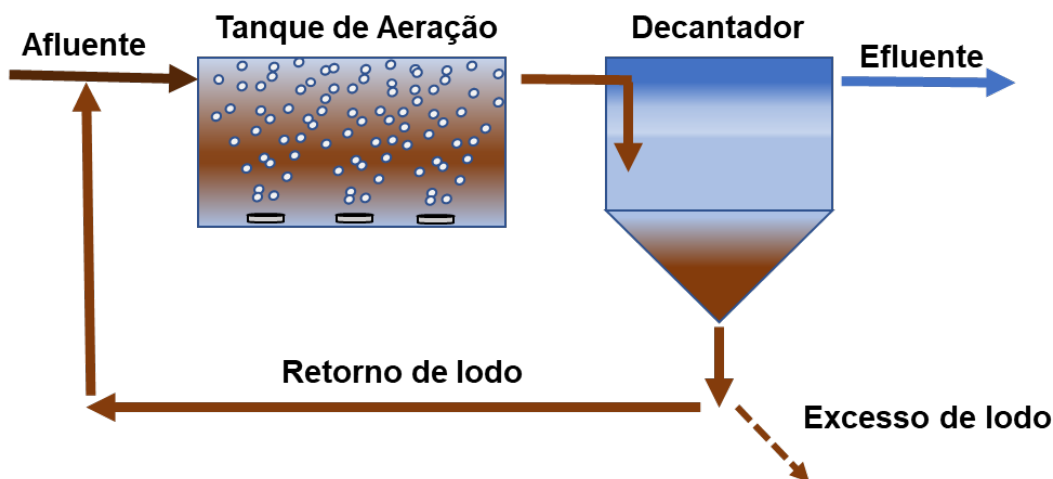


Figura 2 – Configuração básica do processo de lodos ativados.

Segundo Jordão e Pessoa (2009), além da forma convencional do processo, diferentes modalidades podem ser implementadas nos sistemas de lodos ativados, objetivando níveis de tratamento e remoção de grupo de poluentes distintos. Tais modalidades são denominadas como “fluxo pistão” (*“plug flow”*), “mistura completa” (*“complete mixing”*) e “aeração prolongada” (*“extended aeration”*).

Nas estações de tratamento que utilizam lodos ativados, independente das suas variantes ou modalidades de processo, um ensaio de fácil aplicação a ser realizado é denominado Índice Volumétrico do Lodo (IVL). Este índice tem o objetivo de avaliar a decantabilidade do lodo, e é determinado avaliando-se o volume alcançado por 1 grama de lodo decantado no período de 30 minutos em uma proveta. A interpretação do índice volumétrico de lodo é realizada no sentido de que, quanto maior o seu valor, pior serão as condições de decantação do lodo, ou seja, o mesmo precisará de maiores áreas no decantador secundário (VON SPERLING, 2002), como demonstrado na Tabela 1:

Tabela 1 - Interpretação do índice volumétrico de lodo

Sedimentabilidade	IVL₃₀ (mg.L⁻¹)
ÓTIMA	0-50
BOA	50-100
MÉDIA	100-200
RUIM	200-300
PÉSSIMA	>300

Fonte: Von Sperling, (2002)

2.1.2 Processos biológicos avançados

Os objetivos almejados pelos processos biológicos de tratamento de esgotos sofreram grandes alterações com o passar do tempo, de modo que os sistemas existentes fossem aperfeiçoados e novas metas de qualidade fossem alcançadas.

A grande maioria das estações de tratamento de esgotos (ETE) eram projetadas utilizando processos convencionais, que visavam simplesmente a redução de matéria orgânica biodegradável e a concentração de sólidos em suspensão. Com o passar do tempo, parâmetros como nitrogênio e fósforo começaram a ser premissas de projeto para concepção e dimensionamento de ETE, sejam por restrições de legislação, ou pelo poluente em potencial que representam.

Com isso, os avanços no desenvolvimento dos processos biológicos otimizaram e qualificaram os sistemas convencionais de tratamento, aumentando a capacidade e qualidade alcançadas por sistemas biológicos compactos, que, em sua grande maioria, se baseiam em uso de biofilmes (BASSIN, 2012). Alguns dos principais processos biológicos avançados são listados abaixo e brevemente descritos a seguir:

- Filtro biológico aerado (BAF -*Biologic Aerated Filter*)
- Contactores biológicos rotativos ou Biodiscos (RBC – *Rotating Biological Contactors*)

- Reatores *Air-lift* com biofilme em suspensão (BAS - *Biofilm Airlift Suspension reactors*)
- Biorreatores com membranas (MBR – *Membrane Bioreactors*)
- Reator de leito móvel com biofilme (MBBR – *Moving Bed Biofilm Reactor*)
- Reator de batelada sequencial (SBR – *Sequencing Batch Reactor*)
- Lodo granular aeróbio (AGS – *Aerobic Granular Sludge*)

2.1.2.1 Filtro biológico aerado (BAF -*Biologic Aerated Filter*)

O surgimento dos biofiltros aerados submersos (em inglês *Biologic aerated filter* - BAF) é datado na Europa, no início da década de 80, onde foram desenvolvidos com o objetivo de remover sólidos suspensos e matéria carbonácea de efluentes domésticos. Com o passar dos anos, os BAF foram sofrendo otimizações com o propósito de atingir parâmetros adicionais de tratamento e condições superiores de qualidade, tais como promover a oxidação de matéria orgânica, condições de nitrificação e desnitrificação e até desfosfatação físico-química (CHERNICHARO, 1996).

De acordo com Gonçalves et al (2001), um BAF é composto por um tanque preenchido com meios suportes submersos (pedra, plástico de alta densidade, etc.), pelo qual o esgoto e ar mecanizado fluem em fluxo permanente. Em geral, o meio poroso é mantido totalmente imerso pelo fluxo hidráulico, constituindo assim fases distintas, descritas a seguir:

- Fase sólida: composta por meio suporte e micro-organismos que nele se aderem, desenvolvendo um biofilme;
- Fase líquida: líquido que permanece em escoamento contínuo pelo meio poroso;
- Fase gasosa: formada pela aeração produzida artificialmente e, em menor fração, pelos gases oriundos de atividade biológica.

Essa tipologia de tratamento trabalha com alta concentração de biomassa ativa no reator, ainda que sem recirculação de lodo, proporcionando facilidade operacional e outras vantagens como unidades de baixo impacto ambiental, podendo ser cobertas e providas de sistemas desodorizantes. Adicionalmente, a

biomassa aderida ao meio suporte aumenta a idade do lodo (alta retenção de sólidos), tornando o processo mais robusto a variações de cargas hidráulica e orgânica (MOTTA, 1995).

A Figura 3 apresenta o fluxograma de uma unidade de tratamento de esgotos utilizando BAF como etapa de tratamento biológico, precedido pelas etapas de pré tratamento e tratamento primário.

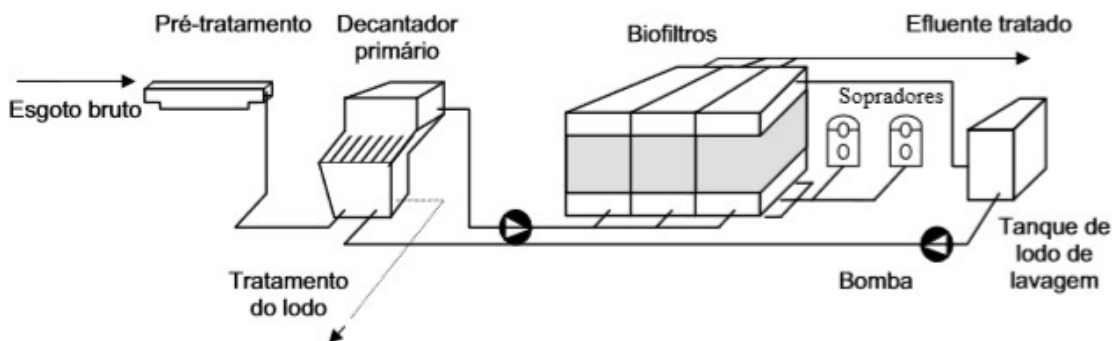


Figura 3 - Fluxograma de uma ETE utilizando biofiltros.
Fonte: Chemicharo, (1996)

Os sistemas BAF apresentam vantagens adicionais, como necessidade de áreas reduzidas (compactidade), possibilidade de implantação por módulos, rapidez de entrada em regime de operação e a ausência de etapa de clarificação do efluente, uma vez que o material de meio suporte do biofilme de micro-organismos também performa como meio filtrante.

Apresentam como desvantagem seus custos de implantação, que podem ser até 30% mais altos que os processos de tratamento convencionais de tratamento (LAZAROVA e MANEM, 1994)

2.1.2.2 Contactores biológicos rotativos ou Biodiscos (RBC – *Rotating Biological Contactors*)

As primeiras experiências registradas utilizando esta tipologia de tratamento aconteceram na Alemanha, por volta do ano de 1930, utilizando discos confeccionados em madeira. Alguns anos depois, a madeira foi substituída por material metálico, e já na década de 50, ainda na Alemanha, experimentou-se a confecção de discos em plástico, com 1 metro de diâmetro. Posteriormente esse

último foi substituído por poliestireno expandido com diâmetros de 2 a 3 m, mas logo de uso descontinuado em razão da baixa competitividade comercial (alto custo) (DAUTANT, 1997). Segundo Metcalf & Eddy (2003), as unidades iniciais objetivavam somente a remoção de matéria carbonácea, mas com o passar dos anos e o desenvolvimento do processo, migraram para a remoção combinada de carbono e nitrogênio.

Nos dias atuais, os discos são fabricados em material plástico de alta rigidez (PVC, polietileno ou polipropileno), com diâmetros de até 4 metros, arranjados em série em um eixo giratório, espaçados entre si, parcialmente submersos no meio líquido, servindo de meio suporte (com superfície específica calculada) para a aderência e proliferação de micro-organismos (LEONORA, 2013). Com o movimento de rotação, os discos são expostos alternadamente ao ambiente atmosférico facilitando o transporte de massa do substrato e de oxigênio para o biofilme, conforme ilustrado pela Figura 4.

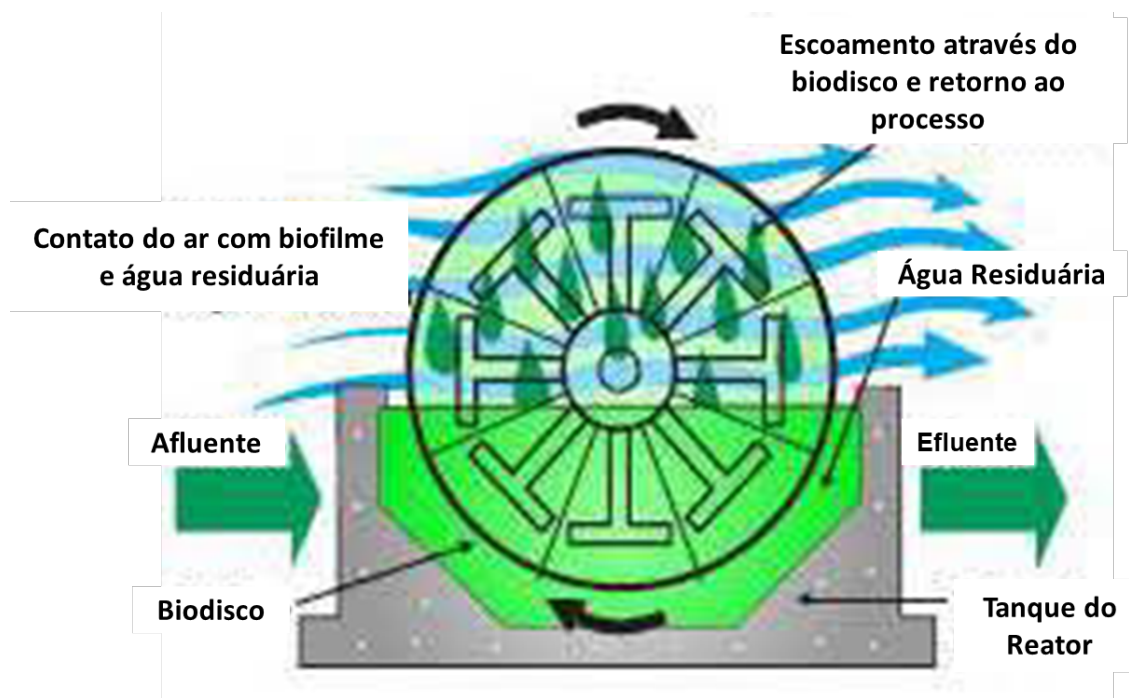


Figura 4 - Esquema de funcionamento do biodisco.

Fonte: Alpina, (2005)

Como parâmetro de dimensionamento e projeto, temos variáveis como: a quantidade de discos, a rotação aplicada aos mesmos (em torno de 1,6 rotações por

minuto - RPM), a área específica total para fixação e aderência do biofilme e a razão de submersão no meio líquido (LAZAROVA E MANEM, 1994). Os fatores citados são fundamentais para o correto desempenho do processo, que quando bem dimensionados e operados de forma correta, formam um sistema muito estável e com eficiências muito satisfatórias.

Segundo Lazarova e Manem, (1994) algumas vantagens dos contactores biológicos rotativos são:

- melhoria nas taxas de transferência de massa;
- redução dos problemas de difusão no biofilme;
- cinéticas de reações bioquímicas otimizadas em função do aumento das zonas de transferências biofilme/líquido;
- aumento da superfície específica disponível ao crescimento bacteriano, devido às características do suporte (granulometria fina, entre 0,2 e 2 mm);
- volume do reator reduzido (baixo tempo de retenção);
- produção de lodo reduzida.

2.1.2.3 Reatores *Air-lift* com biofilme em suspensão (BAS - *Biofilm Airlift Suspension reactors*)

Segundo Bassin (2012), os reatores *airlift* consistem basicamente em sistemas gás-líquido ou gás-líquido-sólido projetados para promover a movimentação de um fluido em condições pré-definidas. A mistura no reator é proporcionada por corrente de ar, que, além de contribuir para a agitação do conteúdo do reator, facilita a troca de material entre a fase gasosa e as fases líquida/sólida (Figura 5).

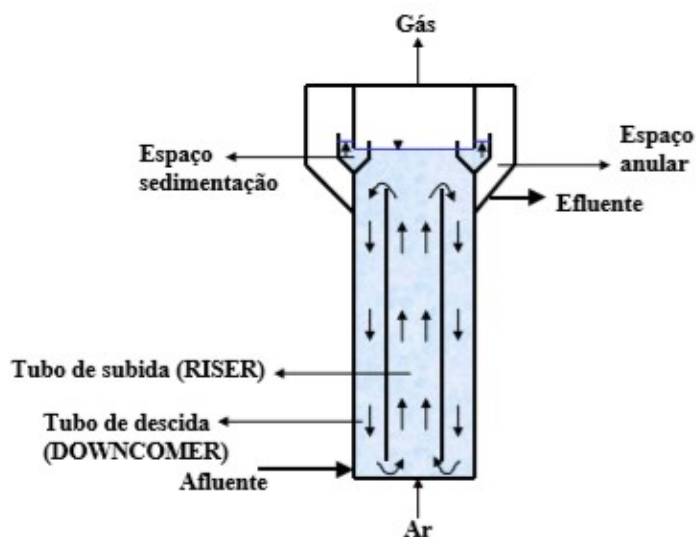


Figura 5 - Esquema de um reator BAS (*Biofilm Airlift Suspension reactors*).

Fonte: Gebara, (2006)

Os reatores *air-lift* com biofilme em suspensão são compostos por uma coluna líquida separada em duas zonas, sendo uma ascendente e outra descendente. O ar é introduzido somente em uma das zonas, geralmente ascendente. Essa condição produz uma diferença de retenção gasosa entre as duas zonas, resultando em diferentes densidades, permitindo uma circulação interna da fase líquida e o movimento livre do suporte no reator (GEBARA, 2006).

De acordo com Lazarova e Manem (1994), este tipo de reator tem uma excelente capacidade devido às suas características hidrodinâmicas e elevada concentração de biomassa ($>40\text{kg.m}^3$). Como desvantagens, apontam-se a necessidade construtiva sofisticada, o percentual de preenchimento do suporte no reator limitado a 10%, e a operação complexa.

2.1.2.4 Biorreatores com membranas (MBR – *Membrane Bioreactors*)

O sistema que utiliza membranas em biorreatores é oriundo do desenvolvimento dos processos com membranas, que ganharam difusão a partir de 1960, nas suas vertentes conhecidas como microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose inversa. Os biorreatores com membranas facilitam a separação do lodo da

fase aquosa, sendo esse um dos pontos críticos do processo biológico mais utilizado para tratar efluentes, isto é, o processo de lodos ativados (SANT'ANNA JR., 2011).

As membranas filtrantes (geralmente de micro e ultrafiltração) podem substituir o uso de decantadores, normalmente utilizados em sistemas convencionais. Elas possibilitam a retenção de sólidos, proporcionando um efluente tratado de alta qualidade, possibilitando o reuso de águas residuárias proveniente do tratamento de esgoto sanitário e efluentes industriais (SUBTIL et al., 2013). Sistemas MBR podem ser utilizados em outros processos, tais como:

- dessalinização de água do mar: utilizado com sucesso em países do Oriente Médio, que possuem as maiores e mais avançadas plantas de dessalinização de água do mar por membrana.
- dessulfatação de água marinha para utilização em poços de petróleo: Neste exemplo de aplicação, são utilizadas membranas de nanofiltração, que também são utilizadas nos processos de tratamento de efluentes provenientes do processo produtivo da extração de petróleo.

Como independe da sedimentabilidade do lodo (vital no processo convencional de lodos ativados), a concentração da biomassa pode ser aumentada no reator, o que requer um volume de reator reduzido, mantendo a carga mássica do processo biológico. O reator pode ainda trabalhar em condições aeróbias ou anaeróbias, o que depende das características do esgoto a ser tratado, sendo que a maioria das instalações existentes são reatores biológicos aerados (PEREIRA, 2016).

Os sistemas de biorreatores com membranas podem ser arrançados de formas distintas, sendo uma com a membrana filtrante externa ao reator biológico, e a outra com a membrana submersa, como demonstrado na Figura 6.

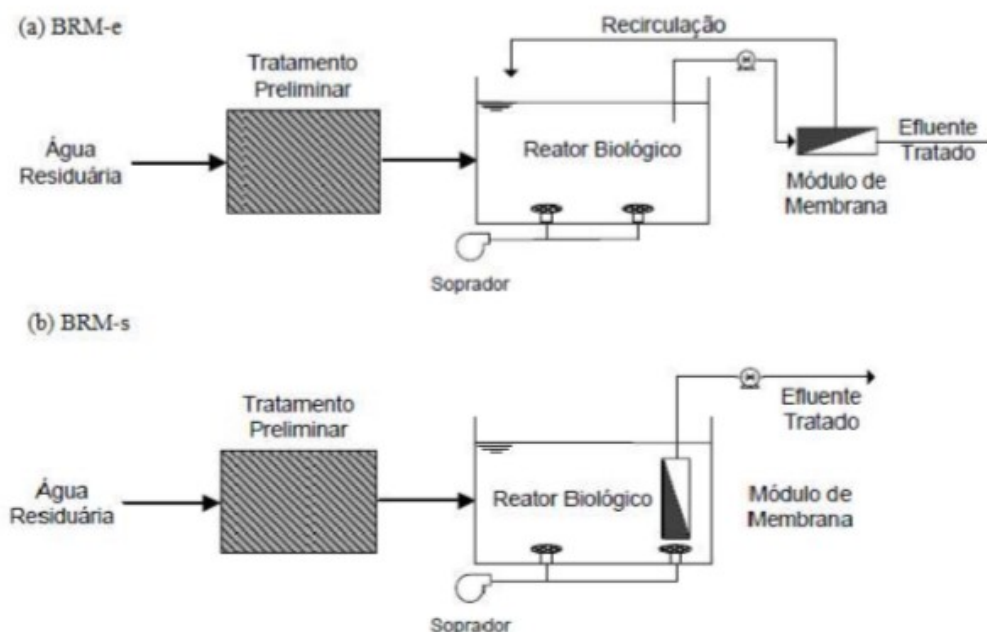


Figura 6 - Principais configurações dos Biorreatores com membranas. (a) Sistema MBR com membrana externa. (b) Sistema MBR com membrana submersa.
Fonte: Subtil, (2013)

As membranas trabalham com sólidos em suspensão como flocos biológicos, células microbianas, debris celulares, colóides, macromoléculas e outras diversas substâncias orgânicas solúveis (SANT'ANNA JR., 2011). Com elevada concentração de biomassa no reator, as cargas orgânicas apresentam valores superiores aos encontrados em tratamentos convencionais, produzindo uma relação alimento/microrganismo reduzida, e o tempo de retenção da biomassa nos reatores alcançam de 30 a 45 dias. A alta concentração da biomassa associada ao longo tempo de residência, reduzem a produção de lodo, alcançando um tamanho das partículas em cerca de 30 a 50% menores que em sistemas de lodos ativados (SCHNEIDER e TSUTIYA, 2001). Algumas vantagens dos sistemas MBR são:

- sistema modular: podendo ser implantados em momentos diferentes, possibilita expansão e adequação aos fatores físico-financeiros;
- área requerida: significa que o sistema completo pode operar em um espaço menor do que demandaria a utilização de métodos convencionais, dispensando a construção de decantador primário, secundário e adensador;

- maior atividade no reator: o reator biológico pode ser até 8 vezes menor que reatores de processos convencionais. e respectivos equipamentos, proporcionando significativa redução do custo de implantação;
- menor geração de lodo: reduzidos volumes de geração de lodo a ser descartado em relação aos processos convencionais.

2.1.2.5 Reator de leito móvel com biofilme (MBBR – *Moving Bed Biofilm Reactor*)

Com o objetivo de superar as dificuldades operacionais de outros sistemas que utilizam biofilme (filtros biológicos de percolação, biofiltros submersos de leito fixo, reatores de leito fluidizado e discos biológicos rotativos) (BASSIN e DEZOTTI, 2011), o MBBR foi desenvolvido na Noruega para atender ao acordo político de redução em 50% na descarga de nutrientes no Mar do Norte (Second International Conference on the Protection of the North Sea, 1987), tendo o propósito de incluir a remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de esgoto (HEM et al., 1994).

O MBBR ou reatores de leito móvel com biofilme são preenchidos com um material suporte plástico, de baixa densidade, o qual é mantido em livre movimento na massa líquida por meio de agitadores (ØDEGAARD et al., 1994). Estes reatores podem ser utilizados como processo de biomassa fixa ou como sistemas híbridos, sendo esses últimos compostos por lodo imobilizado e suspenso.

2.1.2.6 Reator de batelada sequencial (SBR – *Sequencing Batch Reactor*)

O conceito de operação de reatores em bateladas sequenciais (na língua inglesa *Sequencing Batch Reactor* - SBR) foi aplicado originalmente para o tratamento de esgotos domésticos entre os anos de 1914 e 1920, onde reatores biológicos foram colocados em operação utilizando este princípio (SANTOS; CYBIS; GEHLING, 2006).

Devido à sua simplicidade de operação, o SBR tornou-se bastante popular no início dos anos 70 para o tratamento biológico de águas residuárias, tendo como grande característica a incorporação de todas as unidades, processos e operações, normalmente associados ao tratamento convencional de lodos ativados, em um mesmo tanque. Assim, as diferentes etapas de operação tornam-se simplesmente

seqüências no tempo, e não unidades físicas distintas como ocorrem na composição dos sistemas convencionais (VON SPERLING, 2002).

A operação dos SBR em fluxo intermitente confere a essa modalidade de tratamento uma versatilidade ainda maior, que no caso de esgotos domésticos, possibilita a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em altos níveis, uma vez que conseguimos obter condições anóxicas ou óxicas, em diferentes períodos num mesmo tanque (DEZOTTI et al., 2011).

Assim, todas as etapas do tratamento ocorrem em um ou mais reatores de mistura completa, com o estabelecimento de ciclos de operação que apresentam durações definidas. A operação do SBR envolve basicamente as seguintes etapas (Figura 7): enchimento, reação, sedimentação, retirada e repouso.



Figura 7 - Etapas de operação de um sistema SBR.

Na etapa de enchimento ocorre a entrada do esgoto bruto no reator, que já possui biomassa ativa do ciclo anterior (exceto em casos de início de operação, onde se requer inoculação). Durante a entrada de esgoto bruto, o sistema de aeração pode estar ligado ou desligado, dependendo do objetivo do tratamento (SINGH & SRIVASTAVA, 2010). Segundo Al-Rekabi et al. (2007), o cálculo do volume de enchimento deve ser baseado em diversos fatores, como a carga que se deseja aplicar, o tempo de detenção a ser atingido e as características de sedimentabilidade do lodo.

O sistema de aeração tem a opção de intermitência de trabalho, propiciando assim condições para a realização dos processos de nitrificação e desnitrificação. A fase denominada repouso pode ser utilizada para possíveis ajustes dos tempos entre os ciclos e também utilizada para a remoção do lodo excedente a ser descartado.

A recorrência cíclica das etapas citadas forma então o denominado ciclo de operação de um SBR, que ao longo de um período de tempo pode ocorrer uma ou mais vezes. Assim, a fim de otimizar o sistema, e manter uma alimentação da ETE de forma contínua, dois ou mais reatores podem ser colocados em operação sequenciada, com o objetivo de manter sempre um dos reatores em fase de enchimento, enquanto os demais encontram-se em fase de aeração/reação, sedimentação ou retirada de efluente tratado (MAHVI, 2008).

Segundo Wilderer et al (2001), uma das vantagens dos reatores em bateladas sequenciais é a flexibilidade de ajuste dos tempos dos ciclos e mudança da duração das fases do tratamento, o que torna esse tipo de tratamento bastante robusto para a resolução de problemas com variações de carga orgânica. O dinamismo do processo também possibilita a adaptação do mesmo a fim de atender possíveis alterações de legislação quanto aos parâmetros de lançamento de efluentes (USEPA, 1999).

Estações de tratamento que originalmente foram concebidas para remoção de matéria carbonácea, podem, com alterações na dinâmica dos ciclos, compor diferentes condições de oxigênio dissolvido (aerobiose, anaerobiose e anoxia), a fim de alcançar a remoção biológica de nutrientes, incluindo a nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo (AL-REKABI et al., 2007).

Como desvantagem deste tipo de processo, na fase de sedimentação de lodos, pode ser ocasionada a obstrução dos dispositivos de aeração (entupimento dos poros dos difusores), que geralmente ficam fixados no fundo dos reatores, durante o funcionamento dos ciclos. Em comparação com os sistemas convencionais, os SBR apresentam maior complexidade de operação, associado a necessidade de controles, automação de instrumentos e válvulas (USEPA, 1999).

2.1.2.7 Lodo granular aeróbio (AGS – *Aerobic Granular Sludge*)

O lodo aeróbio granular (em língua inglesa *Aerobic Granular Sludge* – AGS) é considerado um caso especial de biofilme composto de células autoimobilizadas, constituindo uma das biotecnologias mais promissoras aplicadas ao tratamento de esgotos e efluentes em geral.

Também chamado de biomassa granular, o lodo granular foi inicialmente concebido para sistemas anaeróbios em 1980 (LETTINGA et al., 1980), particularmente em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo.

As limitações inerentes aos processos anaeróbios, tais como longos tempos de partida, temperaturas de operação relativamente elevadas, inadequação para águas residuárias contendo baixas concentrações de matéria orgânica e baixa eficiência de remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), impulsionaram o desenvolvimento da tecnologia de grânulos aeróbios (ADAV et al., 2008).

Grânulos aeróbios são agregados microbianos altamente empacotados, contendo diferentes espécies bacterianas, cada qual com sua função específica na degradação dos poluentes presentes em matrizes aquosas (LIU e TAY, 2004). Com formato externo esférica e diâmetro variando de 0,2 a 5,0 mm, os grânulos possuem densidades muito superiores em relação aos flocos de lodo ativado (ADAV et al., 2008). Por conseguinte, apresentam inúmeras características peculiares, tais como (ADAV et al., 2008; LIU e TAY, 2004):

- ótima capacidade de sedimentação, o que facilita a separação dos sólidos e o efluente tratado;
- formato regular e arredondado;
- maior tolerância à toxicidade de compostos químicos;
- resistência a altas cargas orgânicas em função da elevada quantidade de biomassa ativa;
- grande retenção de biomassa no reator, o que melhora o desempenho e estabilidade do processo;
- os reatores podem ser construídos de forma bastante compacta, reduzindo assim a necessidade de área.

A unidade de tratamento de esgotos onde foram realizados os monitoramentos, e obtidos os resultados mostrados no presente trabalho, é equipada com a tecnologia de lodo granular aeróbio. Assim, um maior detalhamento desta biotecnologia para o tratamento de águas residuárias será abordado a seguir.

2.2 Biomassa Granular Aeróbia

2.2.1 Histórico e desenvolvimento - Tecnologia NEREDA®

A pesquisa e desenvolvimento de grânulos aeróbios teve início na Universidade de Delft (Holanda) em 1993. O Professor Mark van Loosdrecht e seu grupo iniciaram os estudos sobre biomassa granular aeróbia e atingiram o desenvolvimento de grânulos estáveis em escala laboratorial em 2002. Logo após, foi realizada uma pesquisa em escala piloto na Estação de Tratamento de Esgoto de Ede (Holanda), e a partir daí várias plantas pilotos foram operadas para efluentes domésticos e industriais desde 2003, na Holanda e em outros países.

A Universidade de Delft, a empresa de consultoria Royal HaskoningDHV, STW (“Dutch Foundation for Applied Science” ou “Fundação Holandesa para Ciência Aplicada”), a STOWA (“Dutch Foundation for Applied Water Research” ou “Fundação Holandesa para Pesquisa Aplicada sobre a Água”) e adicionalmente mais seis companhias holandesas de fornecimento e gestão da água (denominados “Water Boards”) se associaram em 2007 para formar o Programa Nacional Holandês de Desenvolvimento da Tecnologia NEREDA® (NNOP - *Dutch National NEREDA Development Programme*), com o objetivo de desenvolver as soluções e padrões para a tecnologia de biomassa granular aeróbia. Desde então, a tecnologia foi patenteada, tendo seus direitos de aplicação devidamente assegurados.

A primeira aplicação da tecnologia NEREDA® em escala real foi uma melhoria de uma ETE industrial, que converteu um reator de batelada sequencial (SBR) existente em reatores com utilização de biomassa granular aeróbia. Em seguida, outras duas plantas com a tecnologia (Gansbaai – África do Sul, e Frielas – Portugal) foram construídas em 2008. Em 2011, a ETE de Epe, na Holanda, foi projetada e construída onde está em operação desde então.

Atualmente, há mais de 20 estações de tratamento de efluentes domésticos e industriais utilizando a tecnologia NEREDA® em operação no mundo (Tabela 2).

Entre os países onde a tecnologia está implantada estão Holanda, Portugal, África do Sul, Irlanda, Austrália, Reino Unido e Brasil. Além disso, diversos outros projetos estão em desenvolvimento (DHV, 2018).

Tabela 2 - Lista de estações de tratamento em operação com a tecnologia NEREDA® pelo mundo.

Vika, Ede NL	Holanda
Cargill, Rotterdam NL	Holanda
Smilde, Oosterwolde NL	Holanda
STP Gansbaai RSA	África do Sul
STP Epe NL	Holanda
STP Garmerwolde NL	Holanda
STP Vroomshoop NL	Holanda
STP Dinxperlo NL	Holanda
STP Wemmershoek RSA	África do Sul
STP Frielas, Lisbon PT	Portugal
STP Ryki PL	Portugal
Westfort , IJsselstein NL	Holanda
STP Clonakilty IRL	Irlanda
STP Carrigtwohill IRL	Irlanda
STP Deodoro, Rio de Janeiro BR	Brasil
STP Kingaroy AUS	Austrália
STP Jardim Novo, Rio Claro BR	Brasil
STP Cork Lower Harbour IRL	Irlanda
Pilot Sha Tin HK	Hong Kong
STP Simpelveld NL	Holanda
STP Highworth UK	Reino Unido
STP Ringsend IRL	Irlanda

Fonte: DHV, (2018)

No Brasil, em 2013, a empresa Foz do Brasil (atual BRK Ambiental) fechou um Acordo de Cooperação técnica com a Royal HaskoningDHV. O objeto do acordo foi o desenvolvimento de projetos para unidades de tratamento de esgotos sanitários utilizando lodo granular aeróbio em solo brasileiro. Um dos projetos em questão foi previsto para o bairro de Deodoro, na zona oeste do município do Rio de Janeiro, onde a Concessionária Zona Oeste Mais Saneamento é responsável pela gestão dos serviços de esgotamento sanitário da área de planejamento 5 do município.

Em 2015 foram iniciadas as atividades e obras de implantação da planta de tratamento no município do Rio de Janeiro, que tiveram a duração de

aproximadamente 18 meses. Após a conclusão das obras, a equipe técnica da Concessionária Zona Oeste Mais Saneamento, em conjunto com os técnicos da empresa Royal HaskoningDHV iniciaram o comissionamento e partida de operação da primeira planta de tratamento de esgotos de lodo granular aeróbio da América Latina, em julho de 2016. Na ocasião, a unidade Deodoro tratava-se da maior planta em escala plena em operação no mundo equipada com a tecnologia de grânulos aeróbios.

2.2.2 Processo de granulação aeróbia e fatores que influenciam o processo

A biomassa granular aeróbia é uma tecnologia de tratamento biológico de esgotos inovadora e avançada, que trata o esgoto fazendo uso das características únicas dos grânulos aeróbios. Contrariamente aos processos convencionais, as bactérias concentram-se naturalmente em grânulos compactos, com excepcional capacidade de sedimentação. O aglomerado (grânulo) formado permite a existência simultânea de condições anaeróbicas, anóxicas e aeróbicas, e deste modo, reduz a necessidade de vários tanques e da operação de recirculação de lodos.

São muitos mecanismos propostos na literatura para explicar a biogranulação. LIU e TAY (2004) descreveram as seguintes etapas que ocorrem ao longo do processo de granulação aeróbia durante o qual flocos de lodo transforma-se em agregados compactos:

- contato entre micro-organismos, formando agregados maiores;
- estabilização dos contatos multicelulares resultantes das forças de atração inicial;
- maturação dos agregados microbianos pela produção de polímeros extracelulares, crescimento de grupamentos celulares e mudanças metabólicas;
- formação e estabilização da estrutura tridimensional do agregado microbiano no estado estacionário por meio de forças de cisalhamento hidrodinâmicas.

Grânulos aeróbios foram definidos em 2004 no Primeiro Workshop de Grânulos Aeróbicos em Munique, Alemanha, como “Grânulos comendo lodos ativado aeróbios granulares devem ser entendidos como agregados de origem microbiana, que não coagulam sob reduzidas condições hidrodinâmicas de

cisalhamento, e que sedimentam significativamente mais rápido que flocos de lodo ativado” (DE KREUK et al., 2005). As principais características para a definição de grânulos aeróbios são o diâmetro mínimo de 0,2 mm (BASSIN., 2011), e o fato do índice volumétrico de lodo medido em cinco minutos (IVL_5) do grânulo aeróbio ser semelhante ao IVL_{30} (medido em trinta minutos) do lodo ativado. A biomassa granular se desenvolve em reatores de batelada sequenciais (SBR) sem a necessidade de material suporte, uma vez que a estrutura do grânulo é constituída por biomassa e polímeros extracelulares.

Na Figura 8, pode-se ver uma representação da estrutura dos grânulos e a distribuição dos organismos biológicos dentro dos grânulos comparados aos flocos de lodos ativados (incluindo os organismos acumuladores de fósforo - PAO, organismos nitrificantes, desnitrificantes, e os organismos acumuladores de glicogênio – GAO, a serem abordados nos próximos itens dessa revisão).

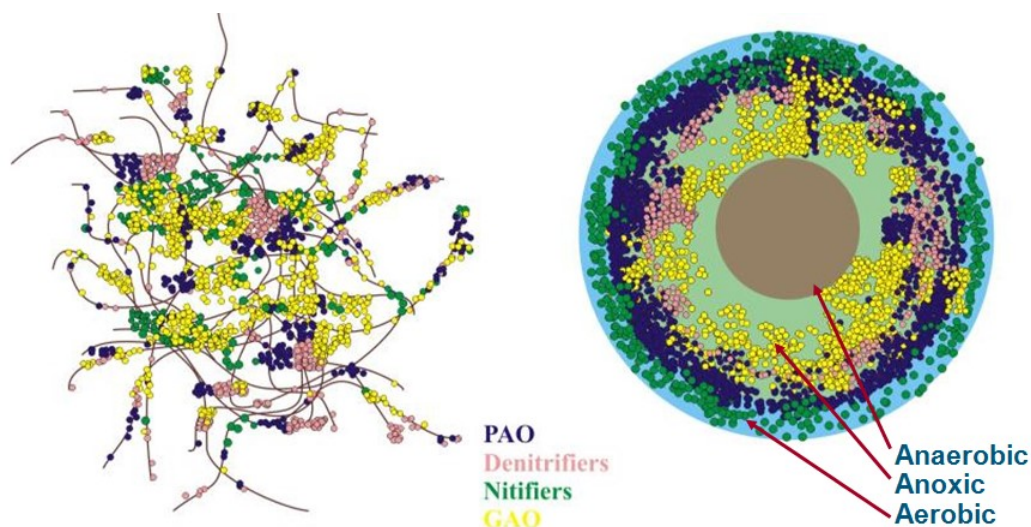


Figura 8 - Representação da estrutura e distribuição dos organismos biológicos dentro dos flocos de lodos ativados, comparado aos grânulos.

Fonte: Cortesia DHV

O processo de granulação aeróbia é afetado por diversos parâmetros operacionais, tais como: lodo utilizado como inóculo, composição da água residuária, temperatura, pH, configuração do reator, estratégia de alimentação e tempo de decantação em reatores em batelada sequencial (SBR).

O lodo usado como inóculo e suas características, entre as quais a sedimentabilidade, propriedades de superfície (hidrofobicidade e densidade de carga) e atividade microbiana, interfere na formação dos grânulos (LIU e TAY, 2004).

Em geral, estudos de granulação do lodo usam lodo proveniente de sistemas de lodos ativados como inóculo. Nesse material biológico, a comunidade bacteriana presente no inóculo essencial para o processo de granulação.

O pH do meio afeta o crescimento das bactérias. A oxidação em altas cargas orgânicas produz quantidades suficientes de CO_2 para reduzir o pH em soluções não tamponadas (McSWAIN et al., 2004). Fungos crescem bem em condições de pH reduzido e podem contribuir no início da granulação (McSWAIN et al., 2004, BEUN et al., 1999). YANG et al. (2008) observaram que a granulação aeróbia em pH 4,0, na presença de fungos, acarretou em grânulos de tamanho aproximadamente igual a 7 mm. Em contrapartida, em pH 8,0, condição na qual a granulação foi controlada por bactérias, o tamanho do grânulo alcançou somente 4,8 mm. Apesar dessas evidências, os efeitos do pH na granulação aeróbia não foram completamente elucidados (ADAV et al., 2008).

Os grânulos aeróbios têm sido formados tanto em baixas concentrações de oxigênio dissolvido, tais como 0,7 a 1,0 mg.L^{-1} (PENG et al., 1999), como acima de 2 mg.L^{-1} (TAY et al., 2002), de modo que essa variável não seja tão decisiva no desenvolvimento dos grânulos.

A aplicação de força hidrodinâmica de cisalhamento favorece a formação de grânulos aeróbios e a sua integridade física. Foi verificado que grânulos aeróbios podem ser formados acima de uma faixa de valor de força de cisalhamento em termos de velocidade superficial do ar acima de 1,2 cm/s em uma coluna de SBR. Evidências demonstram que os grânulos aeróbios mais regulares e mais compactos foram desenvolvidos na presença de uma força hidrodinâmica de cisalhamento alta (TAY et al., 2001).

A intensidade de aeração, de forma particular, está relacionada com a questão hidrodinâmica e com as tensões de cisalhamento (ADAV et al., 2008). ADAV et al. (2007b) compararam processos de granulação em três reatores idênticos alimentados com água residuária contendo fenol e com diferentes intensidades de aeração (1 - 3 L ar.min^{-1}). Em baixas vazões de ar (1 L ar.min^{-1}) não foram formados grânulos. Em contrapartida, na maior vazão de ar testada (3 L ar.min^{-1}), foram formados grânulos maduros e estáveis (1 - 1,5 mm) com interior

compacto. Em vazões de ar intermediárias (2 L ar.min⁻¹), grânulos grandes (3 - 3,5 mm) dotados de filamentos abundantes foram formados. Os mesmos autores afirmaram que níveis de aeração intermediários não são capazes de fornecer oxigênio suficiente nem de quebrar filamentos presentes de forma abundante, acarretando possíveis perdas de rendimento do SBR (ADAV et al., 2007b).

São diversos os substratos que já foram utilizados para o cultivo de grânulos aeróbios. Entre os principais encontram-se glicose, acetato, fenol, amido, etanol, melação, cana de açúcar e outros componentes sintéticos (LIU e TAY, 2004; TAY et al., 2002; TAY et al., 2004; ZHENG et al., 2005; ADAV et al., 2007a, b). Informações a respeito do cultivo de grânulos com água residuária real também foram reportadas (ARROJO et al., 2004; SCHWARZENBECK et al., 2005).

O material exopolimérico (EPS) excretado pelos micro-organismos, o qual compreende proteínas, polissacarídeos, ácidos húmicos e lipídeos que auxiliam na adesão celular, possuem papel importante no início do processo da granulação aeróbia (SCHMIDT e AHRING, 1994; LIU et al., 2004b). LIU et al. (2004) descreveram a hipótese de que esses exopolímeros unem as células e outros materiais particulados em agregados. Responsável pela integridade estrutural dos grânulos aeróbios, o material exopolimérico tem sido considerado como não prontamente biodegradável pelo seu próprio produtor, isto é, os micro-organismos, mesmo no caso de ausência de substrato (SUTHERLAND, 1999).

Já outros estudos mostram que períodos sem disponibilidade de substrato foi capaz de induzir a degradação de EPS pelos seus próprios micro-organismos, o que resultou no desprendimento de bactérias (ZHANG e BISHOP, 2003). De fato, a matriz biopolimérica estável dos grânulos compactos protege a biomassa contra cargas tóxicas de curto prazo durante o processo de tratamento. A alta concentração de biomassa e a disponibilidade de população microbiológica latente e diversa fazem com que o processo seja menos sensível e com recuperação mais rápida a distúrbios severos de processo. (RUIJSSENAARS et al., 2000)

Os grânulos aeróbios são cultivados preferencialmente em reatores batelada sequencial, os quais apresentam modo de operação que facilita a retenção de altas concentrações de lodo granular no meio reacional e, conseqüentemente, garante altas eficiências de remoção de poluentes. Em adição, a dinâmica do processo faz com que os micro-organismos presentes no SBR sejam capazes de resistir a flutuações de carga (BEUN et al., 1999).

A tecnologia utiliza-se de uma otimização do ciclo do reator de bateladas sequenciais (Figura 9), na qual o enchimento e retirada do efluente podem ser eficientemente combinados no primeiro passo do processo. Durante o enchimento, o afluente é distribuído no fundo do reator enquanto que o efluente é simultaneamente retirado na parte superior do reator.

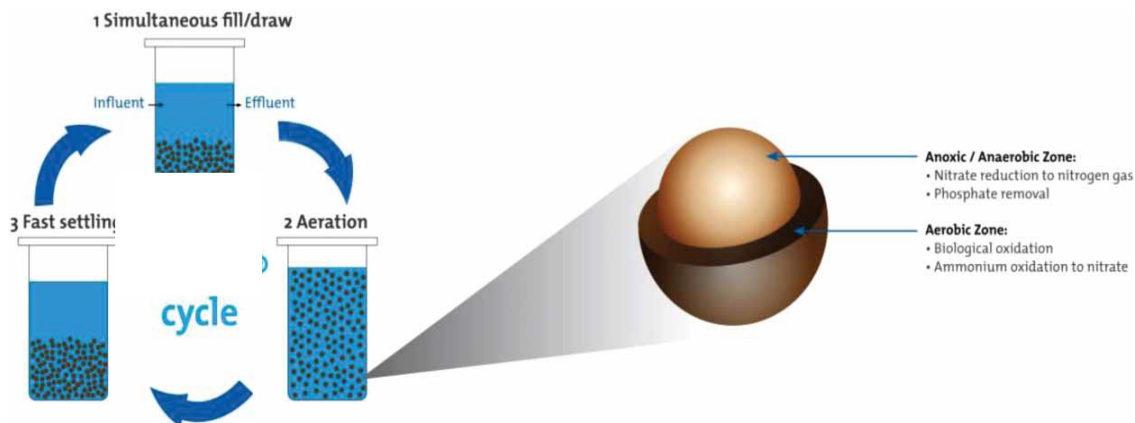


Figura 9 - Visão esquemática do ciclo e representação das zonas de oxidação no grânulo.

Fonte: Cortesia DHV

Após enchimento, a aeração tem início, e neste segundo passo do processo uma vasta gama de processos biológicos de conversão acontecem. O oxigênio fornecido irá penetrar somente na camada externa do grânulo, sendo consumido nesta zona por organismos autotróficos e heterotróficos. A camada interior do grânulo é geralmente anóxica e/ou anaeróbia. Portanto, uma remoção simultânea e eficiente de nutrientes é alcançada sem a necessidade de unidades aeróbias, anóxicas e anaeróbias. No último passo do ciclo a biomassa granular é sedimentada. Como os grânulos apresentam excelente capacidade de sedimentação, períodos curtos de tempo são aplicados para a decantação, resultando num tempo menor de “inatividade”.

Nos reatores operados em bateladas sequenciais, somente as partículas que possuem certo tamanho e densidade, capazes de sedimentar rapidamente, são retidas no reator. Em contrapartida, partículas com velocidades de sedimentação menores, tais como os flocos microbianos, são arrastadas do sistema (LIU e TAY, 2002; BEUN et al., 1999), permitindo o desenvolvimento dos grânulos aeróbios (BEUN et al., 1999). A etapa física de sedimentação é responsável por selecionar a

biomassa de interesse (LIU e TAY, 2002). Desta forma, o tempo destinado à sedimentação apresenta grande influência na granulação aeróbia e consiste em um critério de projeto fundamental (BEUN et al., 1999). Pequenos tempos de sedimentação propiciam arraste de biomassa floculenta e retenção somente de grânulos densos. Essa pressão de seleção é crucial para a granulação (QIN et al., 2004).

Alguns estudos apontam que reduzidos tempos de sedimentação contribuem para o aumento da granulação aeróbia (JIANG et al., 2002; LIN et al., 2003; HU et al., 2005). TAY et al. (2002) estudaram a granulação de bactérias nitrificantes e observaram a necessidade de se aplicar reduzidos tempos de decantação para a obtenção dos grânulos. WANG et al. (2007) verificaram que a estabilidade do grânulo pode ser melhorada com a diminuição gradual do tempo de sedimentação.

A Figura 10 ilustra as propriedades de sedimentação da biomassa aeróbia granular madura comparada ao lodo ativado após 5 minutos de sedimentação.



Figura 10 - Propriedades de sedimentação da biomassa granular aeróbia comparada ao lodo ativado. O lodo granular está no recipiente à esquerda e o lodo ativado à direita.

Fonte: Cortesia DHV

Durante a operação de SBR, períodos de aeração sem disponibilidade de substrato propiciam o desenvolvimento de bactérias mais hidrofóbicas, facilitando a adesão microbiana. Esta última, por sinal, parece ser uma estratégia dos microorganismos contra a falta de substrato, os quais, sob estas condições, mudam as características de suas superfícies (TAY et al., 2001a). A falta de substrato

prontamente disponível representa um papel importante no processo de agregação microbiana e leva à formação de grânulos mais resistentes e densos.

Regimes de disponibilidade/falta de alimento (denominado na língua inglesa como *feast/famine*) consistem em intervalos curtos de alimentação que propiciam a criação de períodos com disponibilidade e falta de alimento caracterizados pela presença ou ausência de matéria orgânica no meio líquido. Com esta estratégia de enchimento, a seleção dos micro-organismos apropriados para a formação dos grânulos é atingida. Quando a concentração do substrato na massa líquida é alta, os organismos formadores de grânulos podem armazenar a matéria orgânica na forma de poli- β -hidroxibutirato para ser consumido nos períodos de falta de alimento, tendo vantagem em relação aos organismos filamentosos (BEUN et al., 1999).

Um longo período de aeração sem disponibilidade de substrato pode levar à diminuição da estabilidade do grânulo (WANG et al., 2006). McSWAIN et al. (2004) obtiveram um aumento no desempenho da granulação aeróbia quando optaram pelo sistema de alimentação intermitente, contando com diversas fases de enchimento. A alimentação do SBR na forma de pulso favoreceu a formação de grânulos aeróbios densos e compactos (McSWAIN et al. (2004). Embora períodos sem substrato não tenham sido considerados pré-requisitos para a granulação aeróbia, alguns estudos reportam que essa condição é propícia para se obter grânulos estáveis (LIU e TAY, 2008; LIU et al., 2007).

A produção de polissacarídeos extracelulares pelos micro-organismos está associada às tensões de cisalhamento e à estabilidade dos grânulos aeróbios (TAY et al., 2001b). Os exopolímeros estão intimamente relacionados com a coesão e adesão das células e apresentam função crucial na manutenção da integridade da estrutura de comunidades de células imobilizadas. Altas tensões de cisalhamento estimulam as bactérias a secretar mais material exopolimérico, contribuindo dessa maneira para a formação de grânulos com estruturas compactas e fortes (LIU e TAY, 2004).

A manutenção da estabilidade dos grânulos está ligada à operação com tempo de retenção celular adequado (LIU et al., 2007a). Em relação à temperatura, a maioria dos estudos visando à tecnologia de lodo granular aeróbio foram realizados com temperaturas ambientes (20 - 25°C). Operando-se um SBR a 8°C, De Kreuk et al. (2005b) observaram a obtenção de grânulos com forma irregular e com crescimento de organismos filamentosos que causaram perda substancial da

biomassa e operação instável. Os mesmos autores ainda verificaram que a capacidade desnitrificante e a velocidade de remoção de nutrientes eram reduzidas em baixas temperaturas, o que denota a dificuldade de se obter granulação aeróbia satisfatória nestas condições.

Por fim, outro fator que altera o processo de formação de grânulos aeróbios é a configuração do reator, a qual possui impacto no fluxo do líquido e na agregação microbiana no reator (BEUN et al., 1999). A granulação aeróbia, quando realizada em reatores em formato de coluna com fluxo ascendente, difere da realizada em reatores perfeitamente agitados, especialmente em virtude das propriedades hidrodinâmicas de cada sistema, as quais modificam as interações entre fluxo e agregados microbianos.

Os reatores em formato de coluna, cuja relação altura/diâmetro é elevada, propiciam uma trajetória de fluxo circular longa, permitindo que os agregados de micro-organismos sejam constantemente sujeitos a atritos hidráulicos, tendendo a formar grânulos de forma regular. Em contrapartida, nos reatores perfeitamente agitados, os agregados microbianos se movimentam com fluxo disperso em todas as direções, e são sujeitos a tensões de cisalhamento, trajetória de fluxo ascendente e colisões aleatórias variáveis. Em tais condições, a formação de grânulos com forma e tamanho irregulares é favorecida (LIU e TAY, 2002).

2.2.3 Vantagens e Benefícios do Processo

As características únicas de processo de lodo granular aeróbio se traduzem em instalações compactas, energeticamente eficientes e de operação simplificada, para tratamento de esgotos domésticos e industriais. A tecnologia pode ser aplicada para ETEs completamente novas, modernizações ou ampliações de plantas de lodos ativados convencionais. A tecnologia também é altamente recomendável para melhoria de desempenho e capacidade de reatores em batelada sequencial existentes.

Os grânulos aeróbios em reatores de batelada sequencial apresentam inúmeras vantagens se comparados ao processo de lodos ativados convencionais, como:

- estabilidade e flexibilidade: o sistema de SBR pode se adaptar às condições flutuantes de qualidade do efluente, com a habilidade de suportar choques e cargas tóxicas.
- baixos requisitos de energia: o processo de biomassa granular aeróbia tem uma eficiência de aeração maior devido à maior altura da lâmina de água, e como não há recirculação de lodo ou de efluente para remoção no nitrato, não há conseqüentemente necessidade de *mixers* ou propulsores.
- redução da área requerida: o aumento na concentração de biomassa que é possível devido à alta velocidade de sedimentação da biomassa aeróbia granular e a ausência de decantação secundária, resultam em uma redução significativa da área requerida.
- boa retenção da biomassa: uma maior concentração de biomassa no reator pode ser atingida, e cargas maiores podem ser tratadas.
- presença de zonas aeróbias e anóxicas no grânulo para execução de processos biológicos simultâneos e diferenciados no mesmo sistema (BEUN et al., 1999).
- custos de investimento e operação reduzidos: estudos prévios comparando sistemas de lodo granular e plantas completas de lodos ativados convencionais com redução biológica de nutrientes e fósforo indicam preliminarmente que o custo de operação de uma ETE com o processo de biomassa granular aeróbia pode ser reduzido em ao menos 20%, e requisitos de área podem ser reduzidos em até 75% (DE KREUK et al., 2004).

2.2.4 Aplicações do lodo granular aeróbio

Como resultado da ocorrência simultânea de processos biológicos na biomassa granular, a tecnologia é capaz de promover a conversão de matéria carbonácea e nutrientes presentes nas águas residuárias, atingindo uma excelente qualidade de efluente. Mesmo quando não é especificamente visada, uma significativa remoção biológica de fósforo é atributo intrínseco dos sistemas de tratamento que utilizam lodo granular aeróbio.

Segundo Bassin (2011), a tecnologia de lodo granular promove os processos de remoção de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação de forma simultânea, devido à estrutura do grânulo possuir regiões aeróbias, anóxicas e/ou anaeróbias.

A tecnologia de grânulos aeróbios tem diversas aplicações, entre as quais no tratamento de esgotos e tratamento de efluentes industriais contendo compostos orgânicos tóxicos, remoção de nutrientes, metais pesados, corantes e material particulado (ADAV et al., 2008).

Qin e Liu (2006) observaram que 95% da demanda química de oxigênio (DQO) afluyente é removida durante a primeira hora da fase aeróbia em sistema de tratamento SBR utilizando biomassa granular.

Ao que se refere à remoção de nitrogênio, Yang et al. (2004) investigaram a remoção simultânea de compostos orgânicos e de nitrogênio por meio do uso de grânulos aeróbios, e observaram a coexistência de populações de bactérias heterotróficas, nitrificantes e desnitrificantes no lodo, as quais tiveram sua diversidade significativamente alterada em decorrência da variação da relação DQO/N alimentada.

Jiang et al. (2003) atingiram níveis de nitrificação e de remoção de DQO equivalentes a 97% e 95%, respectivamente, utilizando grânulos aeróbios contendo populações microbianas heterotróficas e nitrificantes em sistema alternado de nitrificação e desnitrificação. Observou-se um aumento da atividade das populações nitrificantes e desnitrificantes quando o sistema foi submetido a altas razões N/DQO, condição esta que ocasionou a diminuição da população heterotrófica.

O uso de grânulos aeróbios para nitrificação e desnitrificação também foram conduzidos por BEUN et al. (2001), os quais observaram um efeito pronunciado da concentração de oxigênio dissolvido na eficiência de desnitrificação.

Mosquera-Corral et al. (2005) revelaram o papel crucial do oxigênio no processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas, reportando que baixas concentrações de oxigênio resultaram em baixas eficiências de nitrificação e altas eficiências de desnitrificação.

O desempenho de grânulos nitrificantes produzidos em reator aeróbio de leito fluidizado com fluxo ascendente em águas residuárias contendo altas concentrações de nitrogênio amoniacal (1000 - 1400 g N/m³) também foi alvo de alguns estudos (de KREUK e VAN LOOSDRECHT, 2004; TSUNEDA et al., 2006).

De Kreuk et al. (2005) afirmaram que a remoção simultânea de DQO, nitrogênio e fósforo foi possível em baixos níveis de oxigênio (20% de saturação), o que se deve ao crescimento heterotrófico ocorrido dentro dos grânulos. Ainda segundo os autores, para o atingimento da remoção completa de fosfato, é necessário que a idade do lodo seja mantida em valores relativamente baixos, uma vez que a biomassa carregada com esse nutriente precisa ser removida com proporções adequadas.

2.2.5 Remoção de carbono e nutrientes (N, P) em grânulos aeróbios

A dinâmica para a remoção de matéria carbonácea e nutrientes em grânulos aeróbios são bastante similares aos dos mecanismos utilizados em lodos ativados convencionais, porém se descarta a necessidade da utilização de tanques complementares para conversão desses poluentes, uma vez que os processos biológicos ocorrem de forma simultânea em diferentes regiões no interior dos grânulos (BASSIN, 2011).

As estações de tratamento de esgotos geralmente são projetadas levando em conta a necessidade de condições aeróbias para a nitrificação e condições anóxicas para a desnitrificação. Assim, as unidades de tratamento são concebidas com a necessidade de segregação física dos processos, gerando um custo elevado de implantação.

Diversos estudos já evidenciaram a possibilidade dos processos de nitrificação e desnitrificação acontecerem de forma simultânea (na língua inglesa *simultaneous nitrification denitrification* – SND), e a ocorrência desse processo está diretamente correlacionada à existência de uma zona aeróbia na parte externa do grânulo, onde ocorre a nitrificação, e a existência também de zona anóxica mais interna ao grânulo, onde ocorre a desnitrificação (POCHANA e KELLER, 1999)

A concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido não é a mesma encontrada nas diferentes zonas que compõem o grânulo, que se estabelecem pela difusão do oxigênio em seu interior. Conforme o oxigênio vai se difundindo no agregado granular, o mesmo é consumido pelos distintos organismos presentes, gerando assim um gradiente de concentração (JU et al., 2007).

A distribuição dos micro-organismos heterotróficos e autotróficos nos grânulos apresenta grande influência nesse processo. Justamente pelo fato de que a

remoção de matéria orgânica e a nitrificação e desnitrificação ocorrem de forma simultânea em sistemas de grânulos aeróbios, existe uma competição por espaço e oxigênio entre os micro-organismos heterotróficos e autotróficos (BASSIN, 2011).

Os micro-organismos com características heterotróficas ficam predominantemente localizados nas camadas mais externas do grânulo, onde são responsáveis pela oxidação da matéria orgânica, enquanto os organismos com características autotróficas, responsáveis pela nitrificação e desnitrificação, ficam concentrados em camadas mais profundas do grânulo, zonas estas com disponibilidade de oxigênio reduzida ou praticamente indisponível (VAN LOOSDRECHT et al., 1995).

A Figura 11 demonstra o posicionamento teórico das diferentes zonas onde se estabelecem os processos biológicos em arranjos granulares. (a) Superfície do grânulo: onde ocorre a oxidação da matéria orgânica carbonácea e se localizam os micro-organismos responsáveis pelo processo de nitrificação; (b) Zona intermediária: onde prevalecem os organismos desnitrificantes em baixas concentrações de oxigênio dissolvido e; (c) Interior ou núcleo: onde ocorre a biodesfosfatação, vital para o processo de remoção do fósforo.

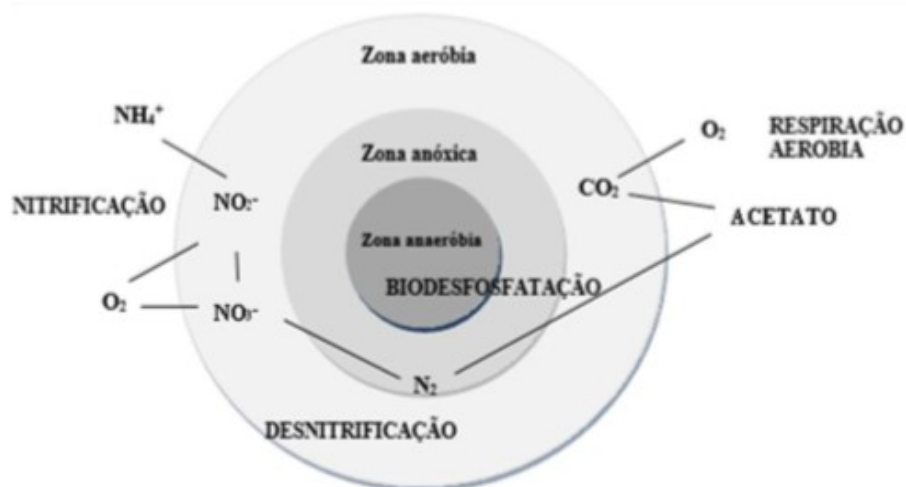


Figura 11 - Combinação de processos no interior dos grânulos.

Fonte: Campos et al., (2009).

É coerente imaginar que os processos biológicos se apresentam de formas distintas, acarretando na formação de grânulos com diferentes propriedades. Além disso, as condições operacionais empregadas apresentam influência direta na

característica do grânulo formado, assim como no processo de remoção de nutrientes, seja matéria orgânica, nitrogênio ou fósforo (BASSIN, 2011).

Durante os ciclos de operação de sistemas que utilizam biomassa granular, diversas variações dos processos biológicos são ocasionadas pela oferta e/ou dinâmica de disponibilização de insumos vitais para as atividades biológicas. Na fase de alimentação dos reatores, há grande disponibilidade de substrato orgânico, que é completamente difundido para o interior dos grânulos. Segundo Bassin (2011), esse substrato é armazenado de forma anaeróbia, aeróbia ou em condição anóxica na forma de polímeros intracelulares (polihidroxialcanoatos – PHA). Ainda segundo o autor, o oxigênio dissolvido é consumido pelos organismos heterotróficos situados nas camadas externas dos grânulos, sendo utilizado para seu crescimento e para armazenamento de substrato.

O oxigênio é consumido também pelos organismos autotróficos, que utilizam esse elemento para a realização do processo de nitrificação ainda nas camadas mais superficiais do grânulo. No interior do mesmo, a dissolução do oxigênio é limitada, portanto pode ocorrer o processo de desnitrificação utilizando como fonte de carbono os PHA armazenados (DE KREUK, 2004). A eficiência da remoção de nitrogênio está diretamente ligada ao balanceamento das regiões aeróbias e anóxicas durante a fase aeróbia (BEUN et al, 2001), condição que está relacionada com a concentração de oxigênio empregada em combinação do tamanho do grânulo.

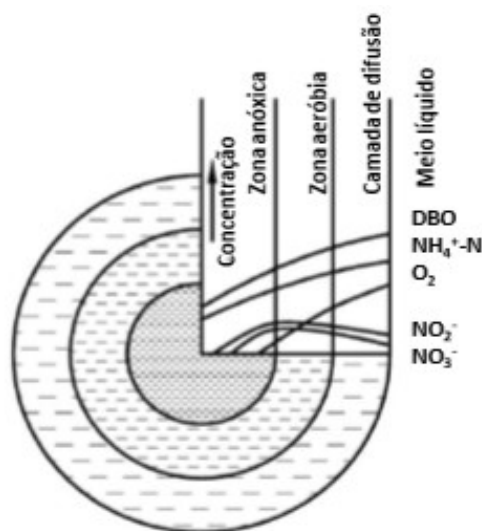


Figura 12 - Perfil de concentração de OD e substrato em um grânulo aeróbio

Fonte: He et al., (2009)

Com a operação dos reatores em condições aeróbias e anaeróbias alternadas, uma seleção dos micro-organismos é ocasionada, onde alguns deles são responsáveis pelos processos de remoção de nutrientes, como os denominados acumuladores de polifosfato (PAO) e os acumuladores de glicogênio (GAO) (ZENG et al., 2002).

Para Bassin (2011), caso o objetivo do tratamento utilizando biomassa granular seja também a remoção de fósforo, é essencial que o reator seja alimentado em condições anaeróbias durante um período relativamente longo, propiciando o desenvolvimento de organismos acumuladores de polifosfato (PAO).

Isso acontece pois em condições anaeróbias a maior parte da matéria orgânica afluyente é absorvida pelos PAO e GAO, que a armazena como polímeros intracelulares, utilizando-os posteriormente na zona anóxica (BASSIN et al., 2012b).

Na Figura 13 é apresentada uma representação esquemática simplificada do processo de remoção de fósforo pelos grânulos aeróbios.

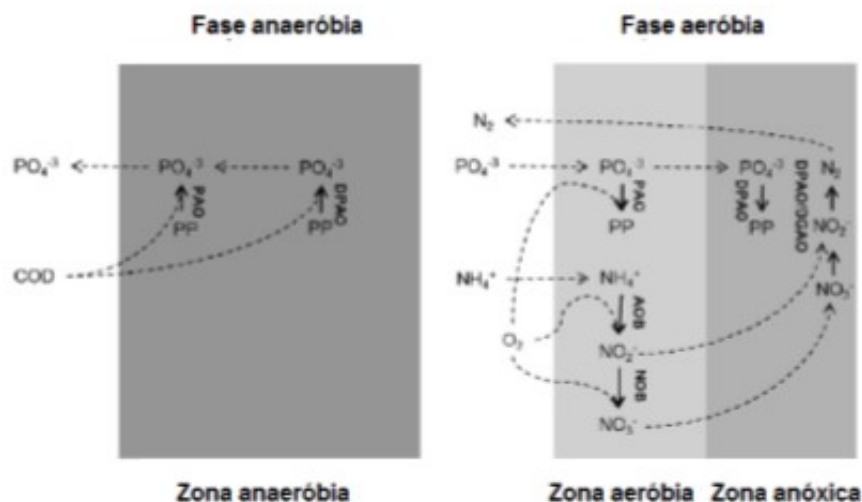


Figura 13 - Representação esquemática simplificada do processo de remoção de fósforo pelos grânulos aeróbios.

Fonte: Bassin, (2012)

2.3 Estação de tratamento de Deodoro

A unidade de tratamento Deodoro está situada na Rua Nazaré, s/n, no bairro de Deodoro, município e estado do Rio de Janeiro (Figura 14). A unidade originalmente concebida pelo engenheiro sanitário Constantino Arruda Pessoa, foi

construída pela Companhia Estadual de Águas e Esgoto (CEDAE) no início dos anos 70, onde recebeu o nome de ETE Acari. Em 2007, a unidade passou a ser operada pela Fundação Rio Águas, órgão da Prefeitura Municipal do Rio de Janeiro, que renomeou a unidade para ETE Deodoro.



Figura 14 - Localização da unidade de tratamento no bairro de Deodoro-RJ.

Fonte: *Google Maps*

A antiga estação contava com 06 módulos compactos de lodos ativados de aeração prolongada, com capacidade de tratamento de 35 L.s^{-1} cada módulo, totalizando 210 L.s^{-1} .

Em 2012, a gestão da unidade passou a ser da empresa Foz Águas 5 (atual Zona Oeste Mais Saneamento), por intermédio de um contrato de concessão dos serviços de esgotamento sanitário da área de planejamento 5 (AP5) do município do Rio de Janeiro, área geográfica onde a unidade está inserida.

Assim, em 2015, foram iniciadas as atividades e obras de implantação de uma nova unidade de tratamento de esgotos contígua aos módulos compactos existentes, a serem desativados após a partida e estabilização da nova planta. As atividades de implantação tiveram duração de aproximadamente 18 meses.

Após a conclusão das obras, a equipe técnica da Concessionária Zona Oeste Mais Saneamento em conjunto com os técnicos da empresa *Royal HaskoningDHV*, iniciaram o comissionamento e partida de operação da primeira planta de tratamento de esgotos de lodo granular aeróbio da América Latina, em julho de 2016. Na ocasião, a unidade Deodoro era a maior planta de tratamento de esgotos em

operação do mundo equipada com a tecnologia de grânulos aeróbios, superada em 2017.

2.3.1 Caracterização da unidade

Os esgotos que afluem para a estação de tratamento de Deodoro são em sua maioria de origem doméstica, provenientes de uma rede coletora do tipo separador absoluto, com 11 estações elevatórias contribuintes, e atualmente contemplando os bairros de Vila Militar, Deodoro, Magalhães Bastos, Realengo e Bangu.

A unidade foi projetada para uma vazão futura de 1000 L.s⁻¹, porém, a etapa de tratamento biológico foi implantada com capacidade atual de 750 L.s⁻¹, moduladas em 03 reatores com capacidade de 250 L.s⁻¹ cada.

2.3.2 Premissas para dimensionamento da estação

O esgoto tratado da ETE Deodoro é descartado no Rio Marinho, contribuinte da bacia drenante da Baía da Guanabara. De acordo com a legislação ambiental do estado do Rio de Janeiro, sendo o descarte do efluente realizado em corpo hídrico lótico, o nível de tratamento exigido é secundário, regulado pelas diretrizes e normativas do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) descritos na Tabela 3, com valores limites para parâmetros analíticos conforme Tabela 4.

Tabela 3 - Diretrizes e normativas do Instituto Estadual do Ambiente – INEA.

Código do documento	Descrição	Órgão Ambiental
DZ-942. R-7.	Diretriz do Programa de Autocontrole de Efluentes Líquidos	INEA
NT-202. R-10.	Critérios e Padrões para lançamentos de Efluentes Líquidos	INEA
DZ-215. R-4.	Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem não industrial	INEA
DZ - 1310. R-7.	Sistema de Manifesto de Resíduos	INEA

Tabela 4 - Parâmetros de qualidade exigidos pelo INEA para a unidade Deodoro.

Parâmetro	Faixa ou valor limite	Unidade
pH	05 - 09.	
Temperatura	< 40	°C
DBO ₅	≤ 40	mg.L ⁻¹
RNFT	≤ 40	mg.L ⁻¹
OG	≤ 20	mg.L ⁻¹
MBAS	≤ 2	mg.L ⁻¹

A unidade não possui exigência legal para redução das concentrações de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo), porém, a tecnologia de grânulos aeróbios apresenta, intrinsecamente, a capacidade de remoção dos poluentes citados, sendo então uma solução ao alcance do tratamento em caso de mudança na legislação ambiental ou uma posterior cobrança dos referidos parâmetros pelos órgãos ambientais.

2.3.3 Fluxograma de tratamento

Partindo de uma descrição geral do sistema de tratamento da unidade Deodoro por fluxograma do processo (Figura 15), serão brevemente caracterizadas a seguir as etapas de tratamento que compõem a ETE, com ênfase nos reatores biológicos que são objeto do trabalho.

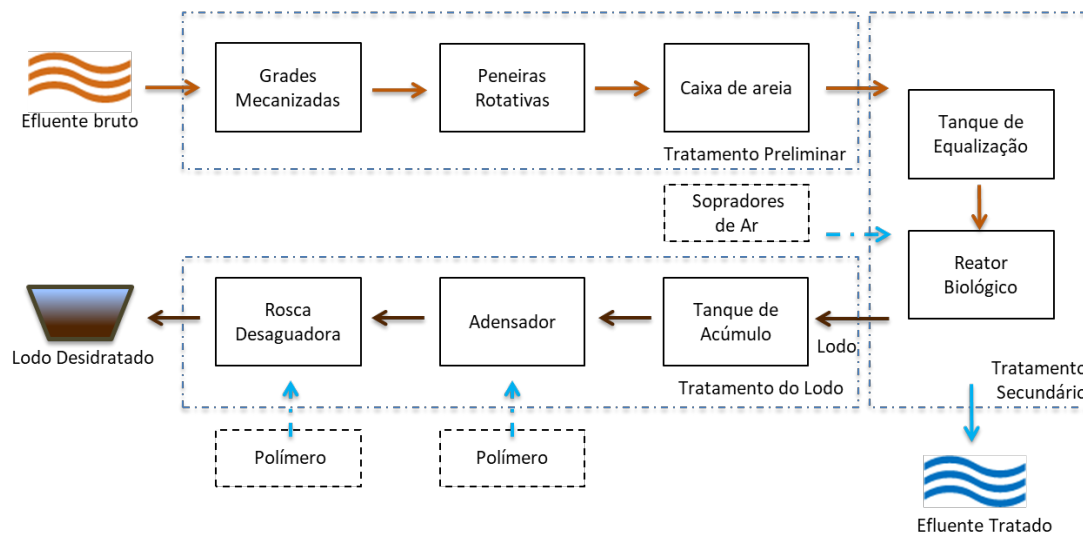


Figura 15 - Fluxograma do processo de tratamento da ETE Deodoro.

2.3.3.1 Tratamento preliminar

- Gradeamento

Os esgotos que chegam pelas redes coletoras passam por canais que direcionam os mesmos ao sistema de gradeamento, com o objetivo de reter os sólidos grosseiros que indevidamente são lançados nas redes, como garrafas pet, pedaços de tecido, madeiras, etc. As grades possuem dispositivo mecanizados de remoção dos sólidos retidos, encaminhados para dispositivos de armazenamento e transporte (caçambas) por roscas transportadoras. Todo o funcionamento dos equipamentos é automatizado, não sendo necessário a intervenção humana em condições normais de operação. Composto por dois equipamentos instalados (Figura 16), as grades possuem espaçamento de 3 centímetros, e vazão máxima de trabalho de $500 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ cada.



Figura 16 - Gradeamento mecanizado.

- Peneiramento

Após a remoção dos sólidos grosseiros na etapa anterior, o efluente é direcionado às peneiras rotativas tipo “tambor”, que possuem malha de 3 milímetros, retendo assim os materiais sólidos até essa granulometria. A etapa é composta por dois equipamentos instalados, com vazão máxima de trabalho de 375 L.s^{-1} cada, com sistema de autolimpeza por aspersão de água de reuso produzida na própria unidade (Figura 17).



Figura 17 – Peneiras rotativas.

- Caixa de areia / remoção de gordura (combinada)

O sistema de remoção de areia por sedimentação (Figura 18), possui dispositivo para retirada automatizada do material retido, que por roscas e esteiras transportadoras encaminha os resíduos diretamente para dispositivos de transporte. Possui sistema de aeração “bolhas grossas” para auxílio na remoção de gorduras e óleos por raspadores superficiais. A etapa é composta por quatro equipamentos instalados, com vazão máxima de trabalho de 250 L.s⁻¹ cada.



Figura 18 - Caixas de areia combinada com remoção de gordura.

2.3.3.2 Tratamento secundário

- **Tanque de Equalização**

Os tanques de equalização têm a função de receber e homogeneizar o esgoto após a etapa preliminar de tratamento, assim como absorver possíveis variações das vazões de entrada. São compostos por 03 tanques metálicos (Figura 19) com volume útil de 2.311 m³ cada um, equipados com sensores de nível e misturadores submersíveis tipo hélice para evitar a deposição de sólidos no fundo dos tanques. Como medida de segurança, os tanques possuem medidores de pH e condutividade, a fim de alertar possíveis alterações nas características do efluente a ser encaminhado para o tratamento biológico. Os tanques foram aproveitados dos antigos módulos de lodos ativados desativados da estação original, e passaram por recuperação e inspeção de chapas e soldas metálicas e remoção das estruturas internas. O efluente equalizado é direcionado para os reatores biológicos por uma estação elevatória intermediária.



Figura 19 - Tanque de equalização.

- Reator biológico

A etapa de tratamento biológico da unidade Deodoro é composta por 03 reatores biológicos construídos em concreto armado (Figura 20), de volume útil de aproximadamente 6400 m³ cada um, com aproximadamente 6 metros de altura de lâmina d'água, operando em regime de bateladas sequenciais (SBR), com três fases distintas: (1) alimentação e descarte simultâneos, (2) aeração e (3) sedimentação. A alimentação é de fluxo ascendente, realizada por conjunto moto-bombas, simultânea à retirada de efluente tratado por canaletas de coleta instaladas na superfície do reator. O fornecimento de ar para a etapa de aeração é realizado por 4 unidades de sopradores com capacidade de 5800 Nm³.h⁻¹, e a distribuição de ar é feita por placas difusoras retangulares de membrana porosa. Os reatores possuem automação em todas as válvulas e registros, controlados por um sistema supervisório em um Centro de Controle Operacional (CCO). O sistema também conta com instrumentos de medição e analisadores em linha, como medidores de nível, oxigênio dissolvido, temperatura, potencial redox, analisador de amônio, fosfato, sólidos suspensos totais, altura da manta de lodo e turbidez no ponto de saída do efluente tratado.

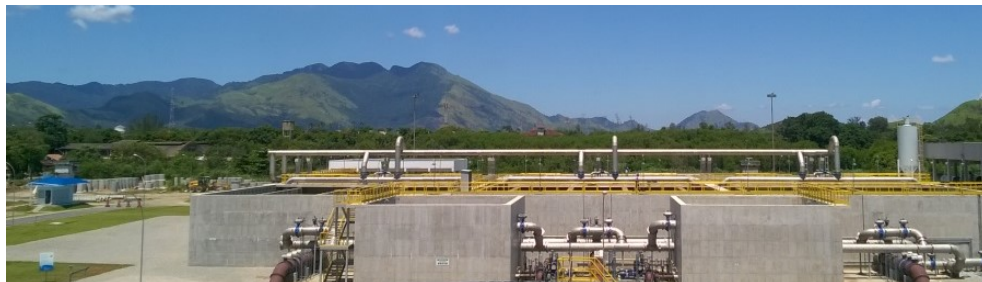


Figura 20 - Reatores biológicos.



Figura 21 - Reator biológico em fase de aeração.



Figura 22 - Reator biológico em fase de alimentação/descarte simultâneos.

2.3.3.3 Tratamento do Lodo

Os lodos retirados dos reatores biológicos podem ser direcionados para tanques de acúmulo, compostos por 02 unidades construídas em concreto armado, de 450 m³ de volume útil cada, a serem enviados posteriormente ao sistema de desidratação. Os tanques são equipados com medidores de nível, vazão e analisadores de SST. Após, são direcionados para o sistema de desidratação, composto por adensador mecanizado e rosca desaguadora, ilustradas nas Figuras 23 e 24 a seguir.



Figura 23 - Adensador mecanizado.



Figura 24 - Rosca desaguadora.

3 METODOLOGIA

O presente trabalho teve como etapa experimental a partida de um reator biológico da estação de tratamento de Deodoro com a tecnologia de biomassa granular aeróbia. A inoculação do mesmo foi realizada utilizando lodo ativado, e o trabalho buscou evidenciar a eficiência do tratamento do novo sistema, assim como a formação dos grânulos aeróbios. O *start-up* da unidade foi realizado em julho/2016, e tiveram dados monitorados durante 272 dias para utilização no presente trabalho.

3.1 Inoculação do reator

As atividades para inoculação do reator foram iniciadas em julho de 2016, utilizando lodo ativado sedimentado, proveniente dos dois últimos módulos compactos de lodos ativados pertencente à composição original da unidade Deodoro que ainda se encontravam em operação, posteriormente desativados. Para isso, foi necessária a composição de uma estrutura de transferência de lodos, composta por uma caixa de PEAD receptora de lodo, com capacidade de 20 m³, equipada com uma bomba submersível de 10 CV, que serviram como estação elevatória de lodos já sedimentados no módulo compacto. Esse lodo, utilizado como matriz de inóculo, foi recalcado para os reatores biológicos, recém construídos, por uma tubulação de PVC de 50 mm. Uma representação do sistema adaptado para recalque do lodo de inóculo é ilustrada na Figura 25.

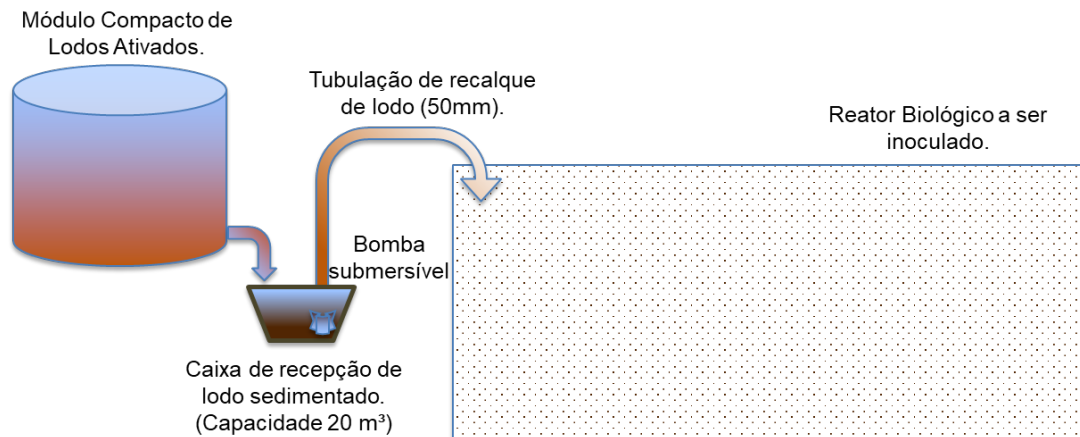


Figura 25 - Sistema de retirada e bombeamento de lodos ativados para utilização como inóculo para os novos reatores biológicos.

Análises de concentração de sólidos suspensos totais (SST) do lodo de inóculo foram realizadas. Os resultados mostraram que o teor de SST estava na faixa entre 4 e 6 g.L⁻¹ e índice volumétrico de lodo (IVL₃₀) de 195 mL.g⁻¹. Assim, foram direcionados para os reatores aproximadamente 400 m³ do lodo ativado sedimentado, sendo o volume restante do reator completado de esgoto bruto. Durante o processo de transferência de lodo, o sistema de aeração do reator biológico era ligado aproximadamente 2 vezes ao dia, por um período de 4 horas.

3.2 Operação do reator

Os novos reatores (total de 3) da unidade Deodoro foram concebidos para operarem em bateladas sequenciais (SBR), de modo que a alimentação fosse contínua (em cada instante um reator seria alimentado). No início da operação, a vazão foi gradualmente aumentada, operando apenas com um reator, e as vazões de alimentação do mesmo foram aumentadas gradativamente de acordo com as metas de processo objetivadas.

Como estratégia de *start-up*, que teve o período inicialmente estimado em 6 meses, o objetivo foi alcançar a concentração de 2 g.L⁻¹ de sólidos no reator nas duas primeiras semanas, e relação A/M de 0,5 kg DQO/kg SSTA.d, a fim de cumprir os requisitos de qualidade do efluente tratado. A vazão inicial de alimentação foi de 24% em relação à vazão máxima de projeto.

Na Tabela 5 são apresentadas algumas condições de processo estimadas para a operação do reator na sua fase de partida. Na Tabela 6 são descritas as composições dos ciclos operacionais aplicados na unidade.

Tabela 5 - Condições de processo para início da operação do reator.

Condições de processo	Início do <i>Start Up</i>	Fim do <i>Start Up</i>	Unidade
Vazão	60	250	L.s ⁻¹
SSTA	± 2	± 8	kg/m ³
A/M	≤ 0,5	≤ 0,5	kgDQO/kgSSTA.d
Relação de troca volumétrica	20	30	%
Pressão de seleção	± 2,4	± 6,0	m/h
Velocidade ascensional	± 0,9	± 0,9	m/h

SSTA – sólidos suspensos no tanque de aeração.

Tabela 6 - Composição dos ciclos operacionais ao longo dos dias de monitoramento do reator.

Dias do monitoramento	Alimentação/Descarte	Repouso + Correção de nível	Aeração	Sedimentação	Retirada de lodo	Total	nº Ciclos
	min	min	min	min	min	min	d ⁻¹
0 - 10	60	8	72	60	0	200	7,2
11 - .23	60	8	72	55	0	195	7,4
27 -.35	60	8	72	50	0	190	7,6
36 -.57	60	8	72	40	0	180	8,0
58 -.188	60	8	72	25	10	175	8,2
189 -.272	75	8	65	22	10	180	8,0

A operação de todas as etapas do tratamento da unidade foi realizada via sistema supervisorizado automatizado. Na sala do centro de controle operacional (CCO), todas as fases que compõem um ciclo de tratamento (alimentação e descarte simultâneos, aeração e sedimentação) foram controladas e sequenciadas de acordo com as definições prévias de tempo e demais condições estabelecidas.

Para tanto, o reator foi equipado com alguns instrumentos para o controle das diversas variáveis de processo e simultaneidade da operação, tais como:

- medidor de nível
- medidor de oxigênio dissolvido
- medidor de potencial redox
- analisador de amônia
- analisador de fosfato
- medidor de sólidos suspensos
- medidor de altura da manta de lodos
- medidor de turbidez

Adicionalmente, o reator biológico era equipado com comando de automação em todas as bombas, válvulas e registros, onde foram controlados e monitorados pelo sistema supervisor.

3.3 Monitoramento do reator

A fim de monitorar o desempenho da unidade Deodoro, foram definidos diversos pontos de coleta ao longo das etapas de tratamento, mas para o presente trabalho, foram utilizados resultados oriundos dos pontos de coleta relacionados ao reator biológico, demonstrados na Figura 26.

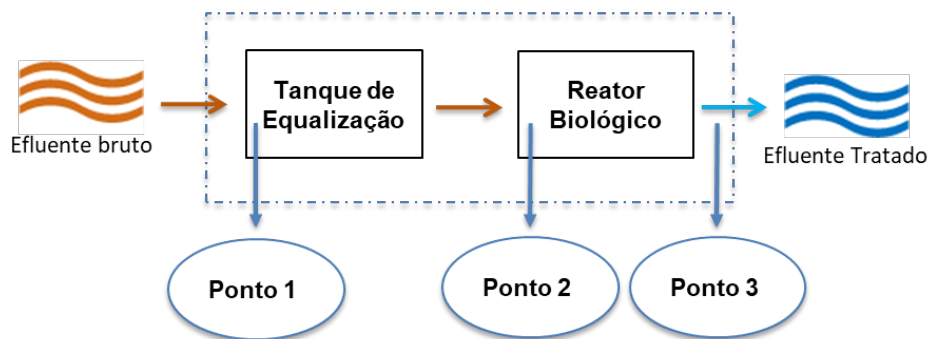


Figura 26 - Pontos de amostragem para realização de análises laboratoriais. No ponto 2 foram retiradas amostras nas alturas de 1,5 e 5 m.

3.4 Controle analítico

Diversos parâmetros foram monitorados durante a partida do reator. Os parâmetros, métodos e a frequência de análises utilizados nesse trabalho estão ilustrados na Tabela 7. A maioria das determinações seguiu as recomendações do *Standard Methods* (APHA, 2005). As coletas foram realizadas duas vezes por semana no esgoto afluente bruto (tanque de equalização), reator biológico (alturas de 1,5 e 5 metros, após 5 minutos do início da aeração) e efluente tratado (saída do reator).

Tabela 7 - Análise, método e frequência realizados.

Análise	Método (APHA, 2005)	Frequência
DQO total e dissolvida	5220D	2 x semana
DBO ₅	5210 B	2 x semana
SS e SST	2540 D e 2540 E	2 x semana
Ortofosfato	4500-P-E	2 x semana
Nitrogênio Amoniacal	4500 NH ₃ F	2 x semana
Nitrogênio Kjeldahl	4500 N _{org} C	2 x semana
Nitrito, Nitrato	4110 B e 4110 D	2 x semana
pH	4500 H-B	2 x semana
Granulometria	CETESB/L6.160 Nov/1995	1 x mês
Microscopia	microscópio ótico (marca Olympus BX-40)	1 x Trim

3.5 Tratamento dos dados

O software Microsoft Excel® 15.0 - Office 2013, foi utilizado para descrever, analisar e interpretar os gráficos e dados numéricos das amostras coletadas ao longo do período de monitoramento do sistema biológico.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesse capítulo, serão apresentados os resultados obtidos durante 272 dias de monitoramento da partida e operação do reator biológico da ETE Deodoro. Serão apresentadas avaliações e evidências dos resultados, analisados especificamente ou de forma conjunta.

4.1 Caracterização do efluente bruto

Na Tabela 8 estão apresentadas as características físico-químicas do esgoto afluente ao reator biológico durante o período de monitoramento.

Tabela 8 – Características do efluente bruto durante o período de monitoramento do *start-up* do reator biológico.

	pH	Temp (C°)	SST (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ - N (mg.L ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ -P (mg.L ⁻¹)
Número dados	74	74	74	74	72	73
Média	7	28	71	150	12	3
Mínimo	6,35	23,4	7	20,4	0,5	0,51
Máximo	8,84	31,2	269	351	56,8	6,9
Coef. Var	0,05	0,08	0,68	0,35	1,01	0,66
Médias						
Média	6,8	27,8	70,9	149,8	11,5	2,5
Mediana	6,8	27,9	55,0	147,0	7,2	1,9
Média geométrica	6,8	27,7	57,3	138,6	7,5	2,1
Variação						
Desvio padrão	0,3	2,1	48,0	52,4	11,7	1,7
Méd - 1 desvpad	6,5	25,6	22,9	97,4	-0,2	0,9
Méd + 1 desvpad	7,2	29,9	118,9	202,2	23,2	4,2
Percentis						
10%	6,6	24,9	23,0	93,4	2,4	1,3
25%	6,6	26,1	35,3	125,5	4,1	1,6
50%	6,8	27,9	55,0	147,0	7,2	1,9
75%	6,9	30,0	89,8	176,0	13,5	2,5
90%	7,0	30,6	130,1	204,9	29,7	6,1

Observa-se que os resultados para os parâmetros analisados apresentaram significativa variação ao longo do período de monitoramento, peculiar ao se trabalhar em condições reais de esgoto sanitário. As oscilações dos valores eram esperadas também em virtude da composição da rede de esgotamento sanitário da região, que possui características de sistema misto de coleta, com significativas contribuições pluviais, altas taxas de infiltração e grandes extensões dos sistemas de recalque.

4.2 Atendimento aos padrões ambientais

Tendo em vista que os dados analíticos do presente trabalho foram obtidos a partir de um processo de tratamento implantado em escala real, legislado por normativas e diretrizes ambientais, é de suma relevância evidenciar que os resultados analíticos alcançados em todo o período de monitoramento da unidade (Tabela 9) atenderam plenamente aos limites estabelecidos na legislação ambiental aplicável descritas no item 3.3.2, alcançando uma excelente condição de efluente tratado, conforme demonstrado na Figura 27.

Tabela 9 – Valores médios obtidos no efluente tratado da ETE Deodoro, atendendo plenamente as exigências e parâmetros analíticos das normas ambientais vigentes.

	pH	Temp (C°)	SST (mg.L-1)	DBO (mg.L-1)
Núm dados	74	74	74	29
Média	7	27	7	6
Mínimo	6,08	23,4	1	1,63
Máximo	7,22	31,1	61	18,3
Coef. Var	0,03	0,07	1,21	0,68
Médias				
Média	6,6	26,7	7,5	5,7
Mediana	6,6	26,4	4,0	4,6
Média geométrica	6,6	26,6	4,7	4,8
Variação				
Desvio padrão	0,2	1,8	9,0	3,9
Méd - 1 desvpad	6,4	24,9	-1,6	1,8
Méd + 1 desvpad	6,8	28,4	16,5	9,6

Cabe salientar ainda que a maioria das pesquisas envolvendo lodos granulares são em escala laboratorial, e nesses casos, os objetivos almejados nas estratégias operacionais dos sistemas geralmente buscam alcançar resultados específicos quanto aos aspectos de granulação da biomassa e suas condições operacionais. No caso do presente trabalho, dada a condição de uma planta de escala plena, os parâmetros legais de qualidade final foram premissas preponderantes para definição e alteração de toda dinâmica operacional dos reatores.



Figura 27 – Efluente tratado na ETE Deodoro a ser descartado no corpo hídrico.

4.3 Características da Biomassa

4.3.1 Inóculo

A matriz utilizada como inóculo para o início de operação do reator foi obtida de um módulo de tratamento de esgoto doméstico do tipo lodos ativados, como já descrito no item 4.1. O processo de formação da biomassa granular é afetado por diversos parâmetros operacionais, tais como: características do lodo utilizado como inóculo, composição da água residuária, temperatura, pH, configuração do reator,

estratégia de alimentação e tempo de decantação em reatores em batelada sequencial (SBR).

O lodo ativado utilizado como inóculo no reator biológico da ETE Deodoro apresentava uma estrutura floculenta bastante irregular, composto por poucos organismos filamentosos (Figura 28).

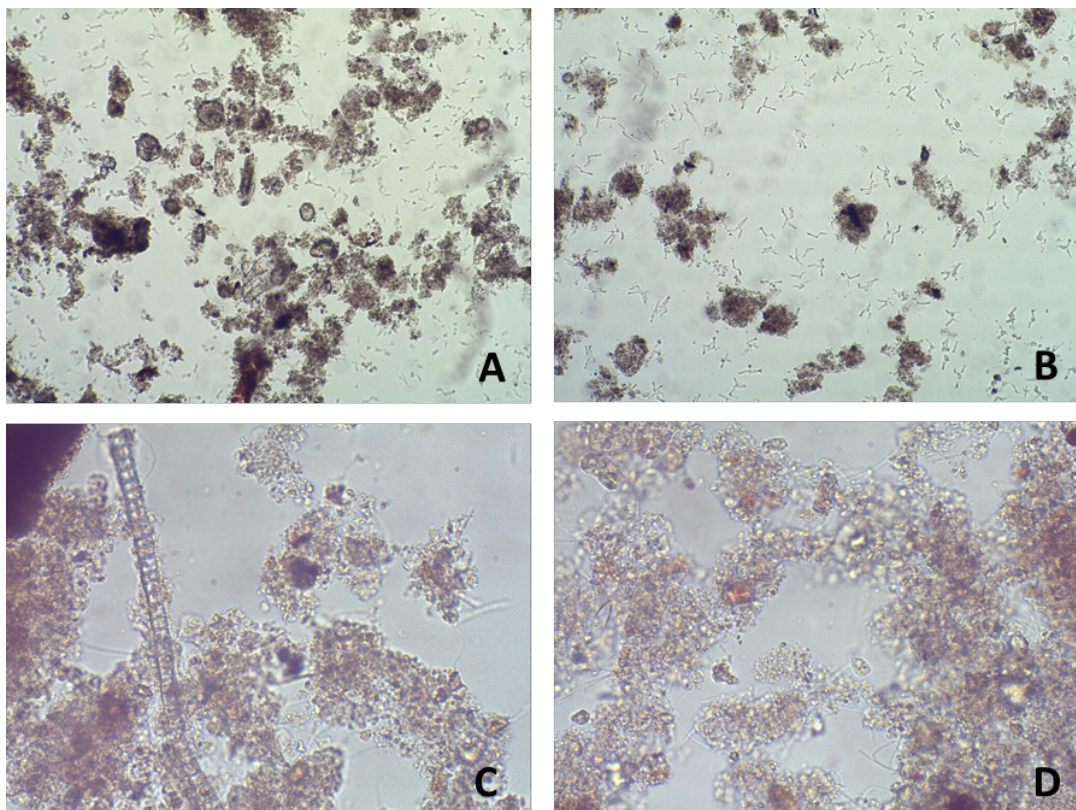


Figura 28 - Morfologia do lodo de inóculo observada em microscopia óptica de contraste de fase. (A e B) Aumento de 100x. (C e D) Aumento de 400x.

Bassin (2011) avalia que, na maioria dos estudos com grânulos aeróbios, o inóculo é proveniente de sistemas de lodos ativados, sendo a atuação da comunidade bacteriana essencial para o processo de granulação. O lodo usado como inóculo e suas características, entre as quais a sedimentabilidade, propriedades de superfície (hidrofobicidade e densidade de carga) e atividade microbiana, interferem diretamente na formação dos grânulos (LIU e TAY, 2004). Von Sperling (2006) afirma que flocos biológicos são formados basicamente por bactérias formadoras de flocos, a qual sua morfologia e composição influenciam

diretamente nas condições de floculação da biomassa, e por consequência em sua condição de sedimentabilidade.

4.3.2 Formação da biomassa granular aeróbia e propriedades

Após a inoculação do reator, a concentração inicial de SST era de $0,8 \text{ g.L}^{-1}$. A evolução da concentração de sólidos no interior do reator biológico teve uma ascendência significativa nos primeiros dias de operação, alcançando concentrações de $4,04 \text{ g.L}^{-1}$ após 23 dias, e $6,68 \text{ g.L}^{-1}$ após 62 dias de operação. Os valores então sofreram oscilação e observou-se um decréscimo, chegando a $3,76 \text{ g.L}^{-1}$, fato atribuído ao processo de seleção das partículas de boa sedimentabilidade durante o qual o tempo da fase de sedimentação foi reduzido em 5 minutos no período de modo a arrastar as partículas mais leves, e por consequência, com piores condições de sedimentação.

Bassin (2011) afirma que, embora o mecanismo de formação de grânulos aeróbios em sistemas operados em batelada sequencial não tenha sido totalmente esclarecido, a maioria dos trabalhos na literatura aponta que o tempo de sedimentação é um dos principais fatores de formação de grânulos estáveis e densos.

Novamente, as concentrações de SST no interior do reator sofreram um incremento, atingindo $10,77 \text{ g.L}^{-1}$ aos 140 dias de operação, e, após isso, seguiram com valores médios de $7,92 \text{ g.L}^{-1}$. Com 208 dias de operação, sérios problemas no sistema de difusão de ar obrigaram a realização de uma transferência de lodos entre reatores, o que ocasionou uma queda de significativa na concentração de SST conforme demonstrado na Figura 29.

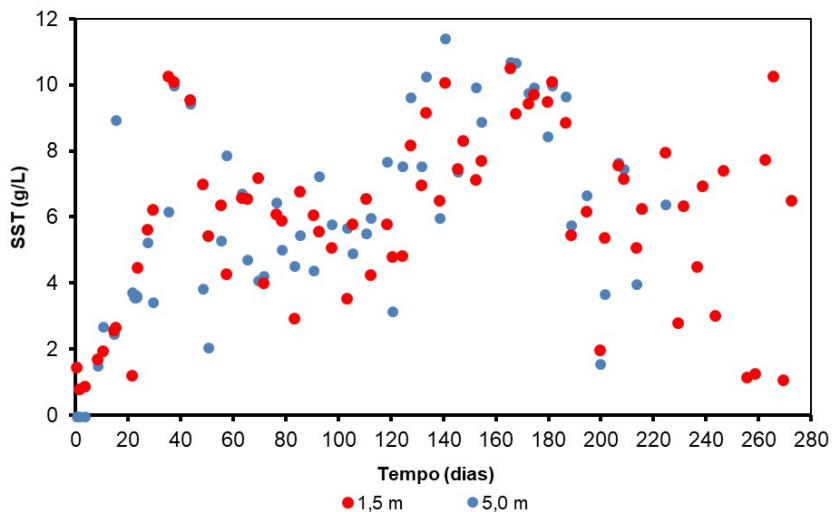


Figura 29 – Concentrações de SST no reator nas profundidades de 1,5 e 5 metros.

Akker et al. (2015) observaram um aumento gradual da concentração de biomassa de 1,5 a 6,0 gSST.L⁻¹ nos primeiros 30 dias de operação de um SBR de lodo granular. De acordo com De Kreuk et al. (2005), a concentração de SST nos reatores granulares pode variar entre 0,88 a 16,2 g.L⁻¹, sendo o valor médio usualmente obtido pelos pesquisadores igual a 6,8 g.L⁻¹, bem próximo ao valor médio alcançado no reator de Deodoro.

Para o presente estudo, a concentração de sólidos no interior do reator foi avaliada em duas alturas distintas: 1,5 m e 5,0 m de profundidade, conforme Figura 29. Em geral, a concentração foi bastante similar nas duas alturas, embora há uma tendência de ser maior na maior profundidade. A concentração média de SST no reator nas alturas de 1,5 m e 5,0 m foi de 5,9 e 6,5 g.L⁻¹, respectivamente. Esse fato caracterizou o início do processo de granulação da biomassa, pois os sólidos ficaram mais pesados e se concentraram em regiões mais profundas do reator, mesmo na fase de aeração, quando foram realizadas as coletas para análises.

4.3.2.1 Início do processo de granulação

Após 60 dias de operação, um primeiro teste de peneiramento da biomassa foi realizado (Figura 30), obtendo resultado percentual de 5,6% de granulometria acima de 0,2 mm na amostra. Segundo Bassin et al., (2011), esse é o mínimo tamanho que o lodo deve possuir para ser considerado granular.

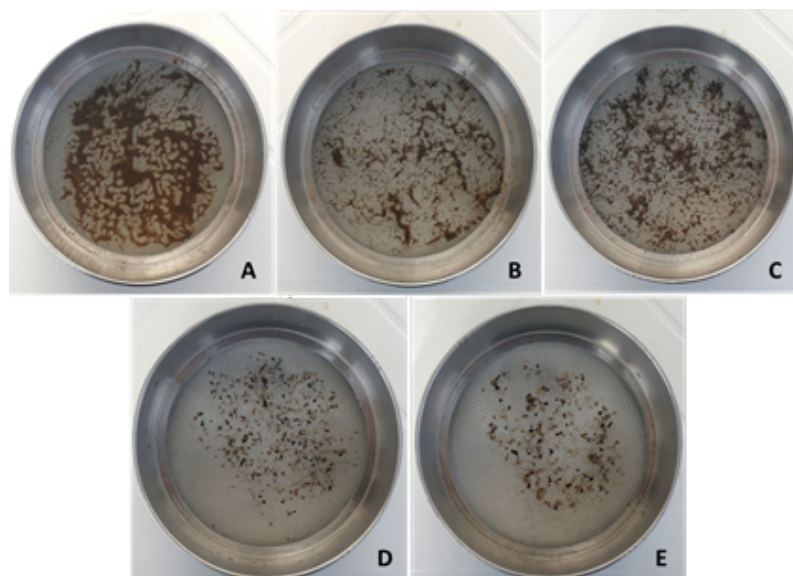


Figura 30 - Peneiras com estruturas granulares retidas em malhas de (A) <0.4 & >0.2 mm (B) <0.6 & >0.4 mm (C) <1.4 & >0.6 mm (D) <2.0 & >1.4 mm (E) >2.0 mm

Do percentual total de 5,6% de grânulos com dimensão superior a 0,2 mm, 3,76% apresentou granulometria entre 0,2 e 0,4 mm, seguido de 0,51% na faixa entre 0,4 e 0,6 mm de diâmetro. Grânulos maiores, nas faixas entre 0,6 e 1,4 e 1,4 e 2 mm, atingiram valores de 1,09% e 0,21% respectivamente.

Por fim, grânulos com diâmetros acima de 2 mm representaram 0,02% da amostra. Um valor ainda muito baixo, mas que não diminuiu a satisfação de observar, a olho nu, estruturas morfológicas granulares densas, de superfície lisa e de cores amarronzadas, como evidenciado na Figura 31.

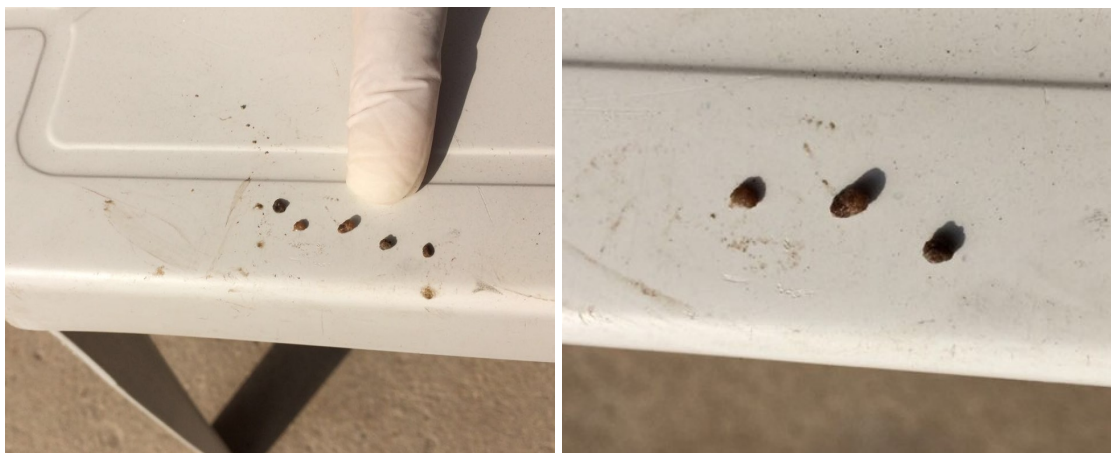


Figura 31 - Grânulos retirados do reator biológico da ETE Deodoro com aproximadamente 2,0 mm.

Segundo Adav et al. (2008) os grânulos caracterizam-se por possuir densidades muito superiores em comparação com aquelas apresentadas pelo lodo ativado convencional. Ainda segundo os autores, os aglomerados microbianos granulares apresentam forma esférica cujo diâmetro médio pode variar de 0,2 a 5 mm, dependendo de vários fatores como: disponibilidade de substrato para o crescimento celular, produção de exopolímeros e o desprendimento das células do grânulo devido ao estresse hidrodinâmico pela agitação e aeração.

Os valores médios obtidos nas diversas faixas granulométricas durante o período de monitoramento são descritos na Tabela 10.

Tabela 10 - Valores médios de granulação obtidos ao longo dos 272 dias de monitoramento

Faixa (mm)	>2.0	<2.0 & >1.4	<1,4 & >0.6	<0.6 & >0.4	<0.4 & >0.2
Valor médio (%)	0,18%	0,38%	0,73%	0,72%	4,36%

Durante o congresso da IWA realizado em 2004 em Munique – Alemanha, foi estabelecido que, para um agregado microbiano ser considerado um grânulo aeróbio, o mesmo deve apresentar uma estrutura na qual a posição dos microorganismos não seja alterada rapidamente como nos flocos de lodo ativado, sendo a estrutura do grânulo constituída por biomassa e polímeros extracelulares. Além disso, deve sedimentar rapidamente, ser formado sem a necessidade de materiais

suportes e, deve apresentar diâmetro mínimo de 0,2 mm. De Kreuk et al. (2005a) afirmaram que o processo de granulação só estará concluído quando a quantidade de grânulos corresponder a 80% dos sólidos presentes no reator.

4.3.2.2 Morfologia dos grânulos aeróbios

A primeira análise microscópica de amostra coletada no reator de lodo granular da Estação de Tratamento de Deodoro foi realizada no 98º dia de operação, pouco mais de 3 meses após a partida do sistema e realizada em um estereoscópio.

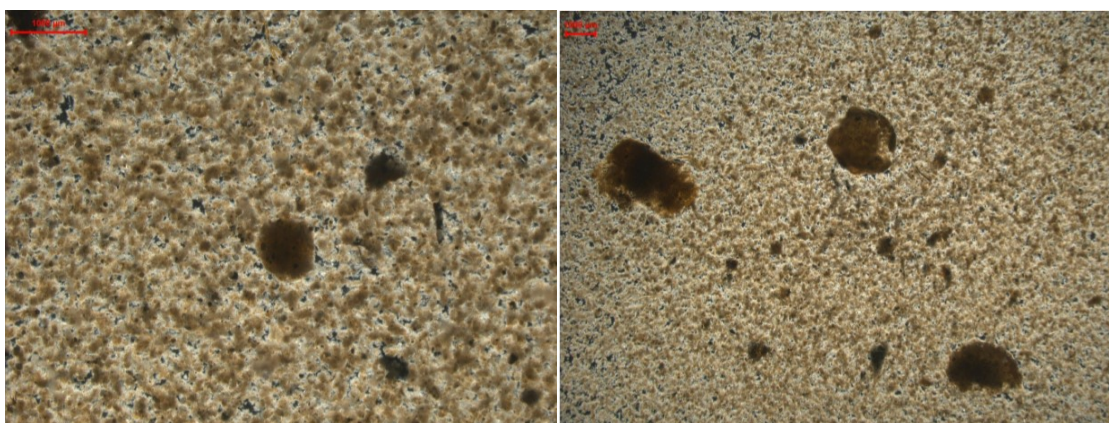


Figura 32 - Amostra de lodo evidenciando grânulos densos entre estruturas floculentas (98º dia de operação). Barra de escala = 1000 μm

Observando a Figura 32, fica claro uma morfologia com características granulares em desenvolvimento. Na amostra, são visíveis grânulos grandes, embora ainda em pequena quantidade. Grânulos pequenos ou grânulos em desenvolvimento também são claramente visíveis na amostra, ainda em estágio inicial da granulação. É visível também a coexistência das estruturas granulares com flocos remanescentes da matriz de inóculo.

É extremamente positivo que as características de lodo granular já estivessem presentes no reator após apenas 3 meses de partida do sistema, especialmente considerando as baixas concentrações de matéria orgânica do afluente, cuja DQO foi, em média, 152 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Uma maior carga orgânica disponível para o processo provavelmente ajudaria ao desenvolvimento dos grânulos em tamanho e quantidade. Liu e Tay (2004) afirmam que o processo de granulação

aeróbia é afetado por diversos parâmetros operacionais, entre eles a composição/concentração do substrato de alimentação do reator.

Nas Figuras 33 e 34, a amostra de lodo granular coletada no 209º dia de operação indica um bom processo de granulação. Embora a maioria das partículas de biomassa ainda estivessem menores que 0,2 mm sob o microscópio de zoom estéreo, fica claro que a amostra demonstra uma morfologia granular para quase todas as partículas. Alguns grânulos grandes são visíveis (Figura 34), embora também estivessem presentes em pequena quantidade.

Avaliando as imagens, fica claro o progresso na morfologia das partículas em direção à granulação. Também fica evidente a diminuição de flocos presentes na amostra. Ambas constatações sugerem que o processo de seleção de lodo ocorreu. Embora a carga orgânica continuasse baixa ao longo de 7 meses de operação (aproximadamente $0,5 \text{ kgDQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$), o início de caracterização de formação de biomassa granular foi evidenciado no reator biológico em Deodoro, e todas as partículas mostraram uma morfologia granular. O crescimento e aumento dos grânulos ficou então, limitado ao aumento da carga orgânica afluyente.

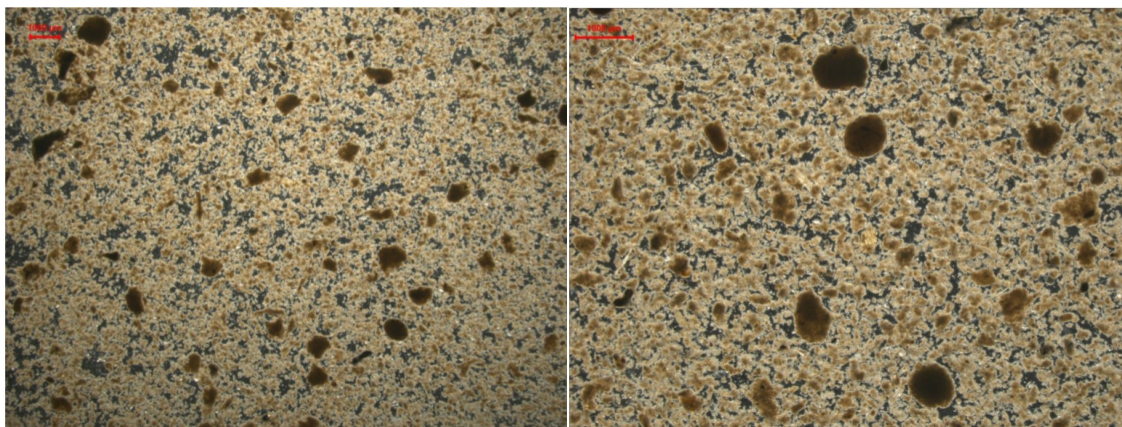


Figura 33 – Amostra de lodo granular analisado por microscópio de zoom estéreo. Barra de escala = $1000 \mu\text{m}$

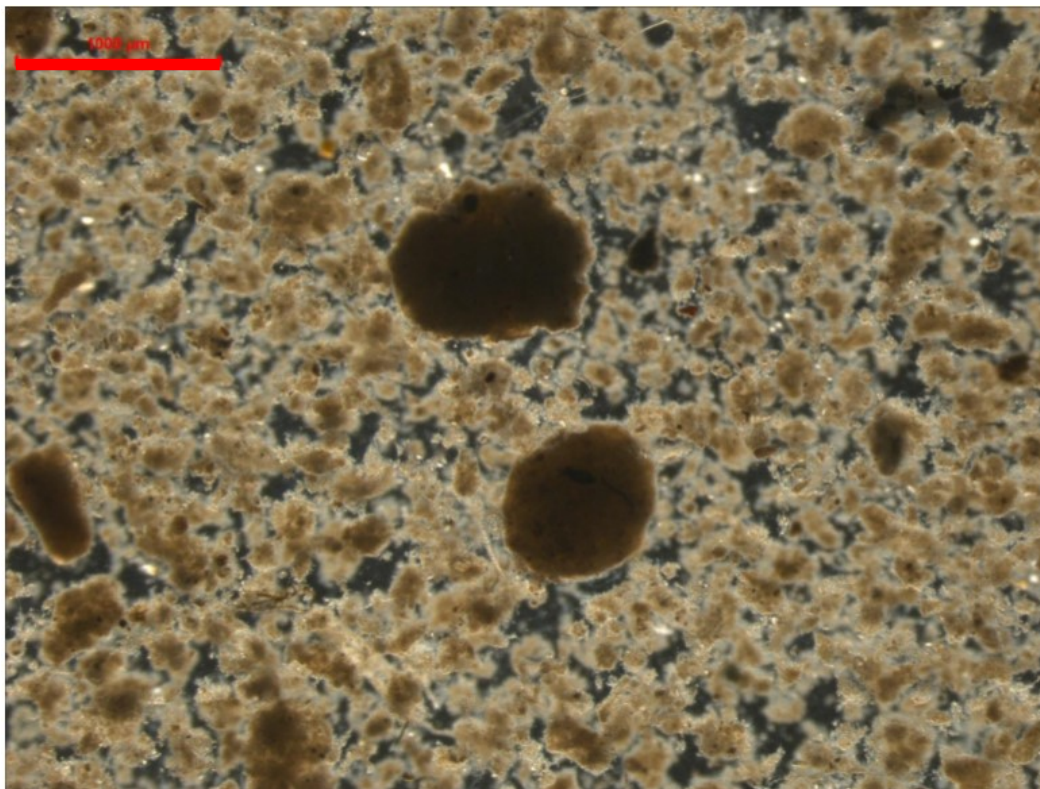


Figura 34 – Estrutura granular vista em detalhe por microscópio de zoom estéreo. Barra de escala = 1000 μm

Os grânulos formados eram compactos, de superfície lisa e coloração marrom claro a marrom escuro. Sarma et al. (2017) afirma que grânulos microbianos podem se apresentar de diferentes cores, sendo na maior parte amarelos ou castanho-amarelados. Os grânulos de coloração castanho-amarelado que se tornam gradualmente marrom-acinzentados indicam a transição do metabolismo aeróbio para o metabolismo anaeróbio. Assim, embora as técnicas de biologia molecular sejam mais eficazes para tal avaliação, as cores dos agregados microbianos podem ser um indicador qualitativo da atividade metabólica do sistema.

Mesmo não sendo objeto do presente estudo, em caráter complementar, foram capturados em microscópio óptico algumas imagens (Figuras 35 e 36) de micro-organismos peculiares da microfauna de lodos biológicos de tratamento de efluentes.

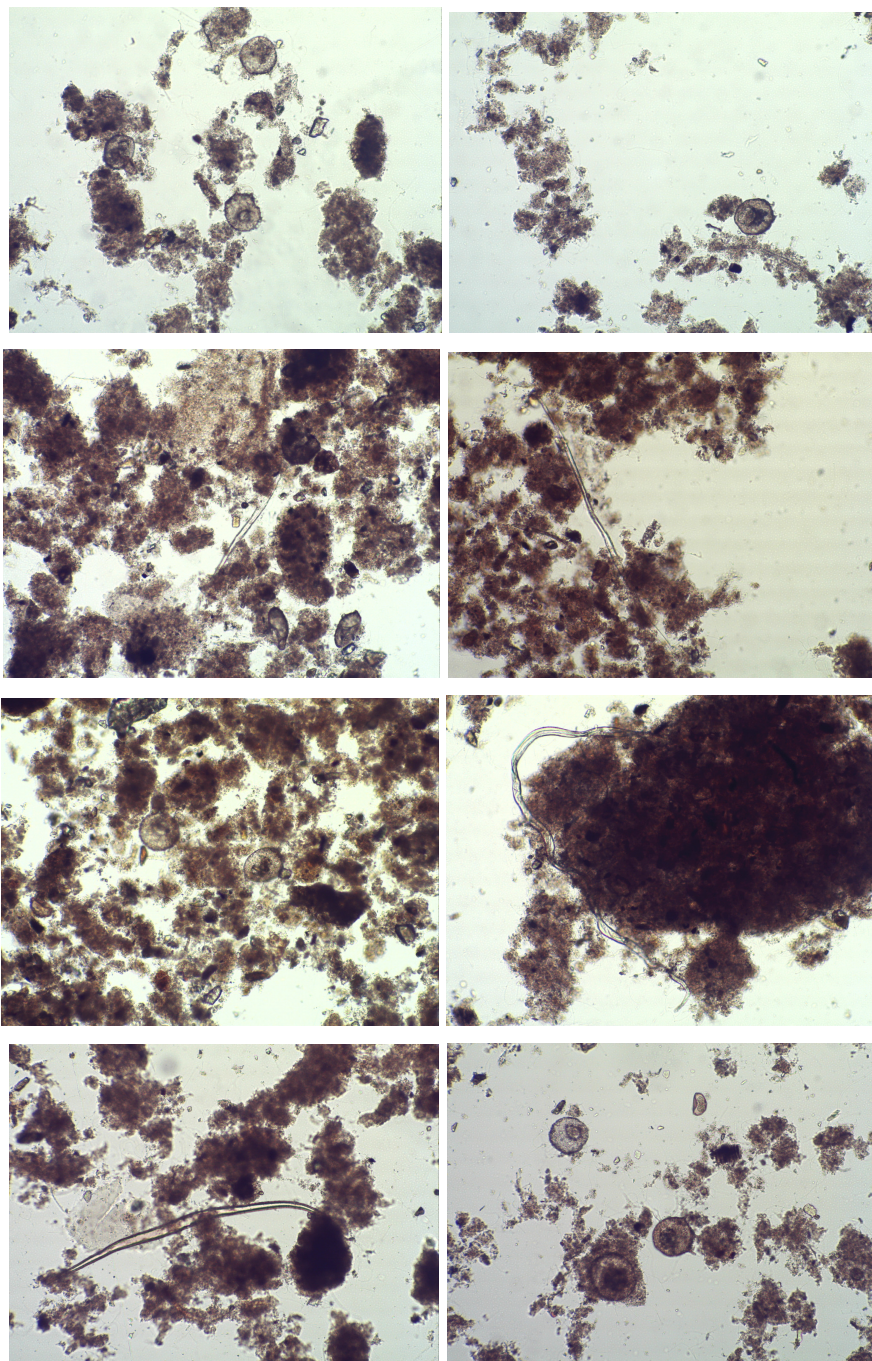


Figura 35 - Amostra de lodo granular analisado por microscópio de zoom estéreo (Aumento 100x).

Protozoários e rotíferos foram observados nas amostras analisadas. Esses micrometazoários desempenham importante papel em sistemas biológicos de tratamento, uma vez que se alimentam principalmente de bactérias e substâncias orgânicas, entre outros organismos. Em função de seu comportamento alimentar,

eles provocam uma redução do número de bactérias no meio, mantendo-as em alta taxa reprodutiva e rejuvenescendo-as, contribuindo assim nos processos de floculação e por consequência na melhoria da qualidade do efluente (MARTIN-CERECEDA et al., 2001)

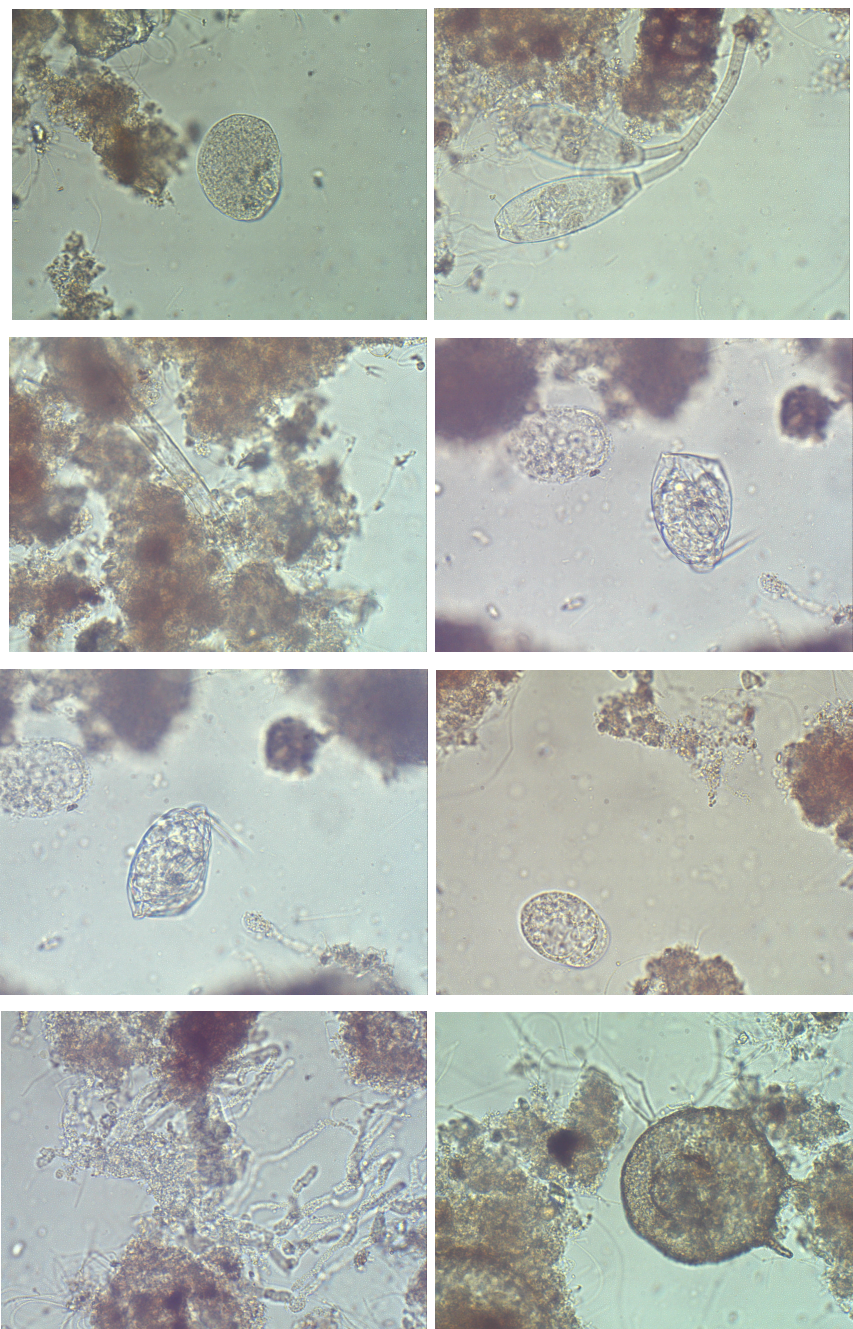


Figura 36 - Imagens de micro-organismos peculiares da microfauna de lodos biológicos de tratamento de efluentes (Aumento de 400x).

4.4 Eficiência do tratamento biológico

Com base nos resultados obtidos nas análises físico-químicas do reator biológico da planta de Deodoro durante os 272 dias de monitoramento, algumas considerações são feitas a seguir.

4.4.1 Matéria orgânica

O SBR iniciou a operação com uma carga orgânica aplicada de 0,5 kg DQO $m^{-3}.d^{-1}$, classificada como baixa se comparada com as cargas aplicadas em testes de bancada utilizando efluente sintético. Tal carga se deve à baixa DQO afluente, a qual apresentou valores médios de 152 $mg.L^{-1}$ (Figura 37). A eficiência média de remoção de DQO foi de 85%, atingindo valor máximo de 96% (Figura 38).

Wagner et al. (2010), trabalhando com esgoto sanitário e baixas cargas orgânicas (1 - 1,4 Kg DQO $m^{-3}.d^{-1}$), observaram para um SBR com grânulos aeróbios que a eficiência de remoção de DQO aumentou de 78 para 82% em média, quando a duração do ciclo foi aumentada de 3 para 4 horas.

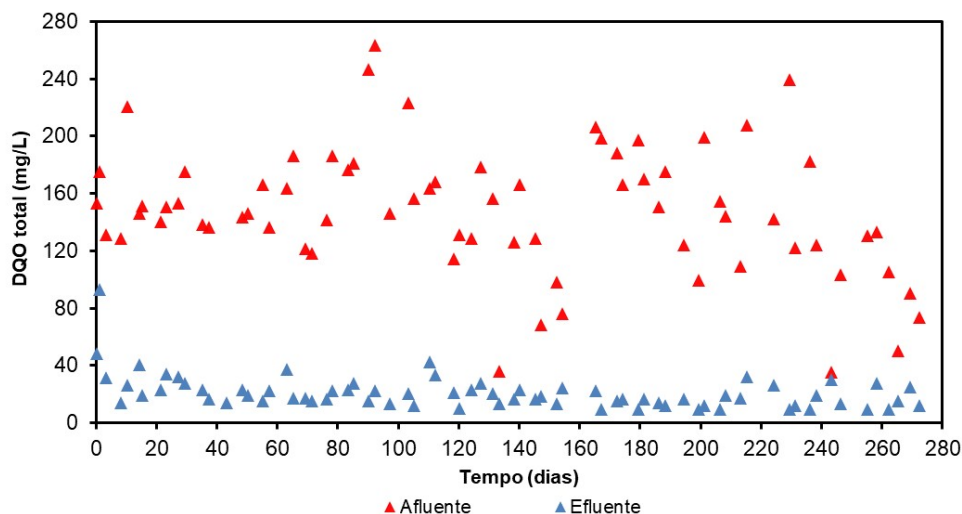


Figura 37 – Perfis de DQO total afluente e efluente ao reator biológico.

O valor médio de DQO total do efluente foi de 22 $mg.L^{-1}$. Nessas condições, a eficiência de remoção média de 85% se manteve estável mesmo com a grande variação das concentrações de matéria orgânica na entrada, que apresentaram

valores mínimos e máximos de 36 mg.L^{-1} e 351 mg.L^{-1} , respectivamente. Xavier (2017), em seu estudo laboratorial utilizando lodo granular para tratamento de efluente sanitário real, relata flutuações nas concentrações de carga orgânica afluente em função da aplicação de diferentes estratégias de operação. A remoção média de DQO total foi de 69%, 79% e 64% para cada estratégia adotada.

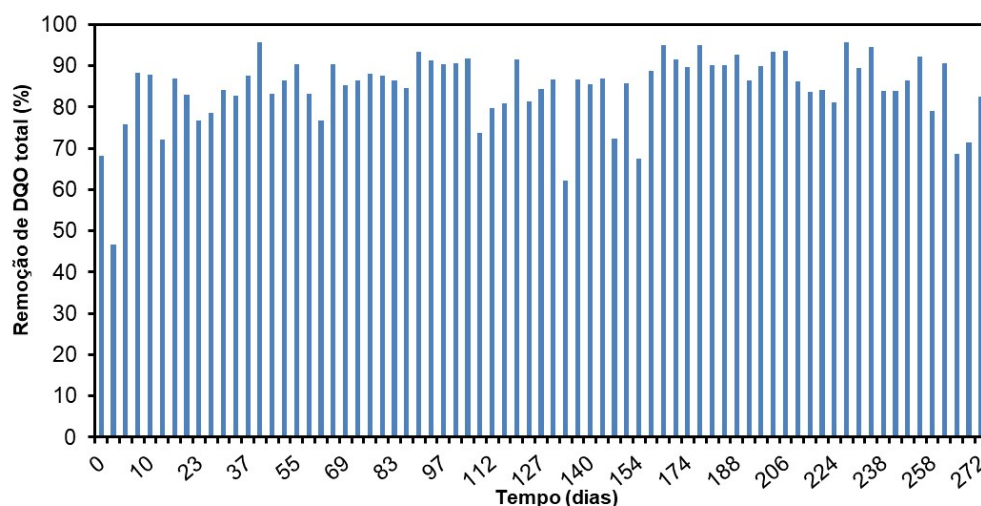


Figura 38 – Remoção de DQO total ao longo do tempo de monitoramento do reator.

Da mesma forma que a DQO total, a DQO solúvel afluente apresentou variação significativa, característica de sistemas utilizando efluente sanitário real (Figura 39). O valor médio desse parâmetro foi 63 mg.L^{-1} e a eficiência de remoção média durante o período de monitoramento foi de 70% (Figura 40). As oscilações da DQO solúvel afluente não foram refletidas na DQO efluente, a qual apresentou valores estáveis. A DQO solúvel efluente média foi de 16 mg.L^{-1} .

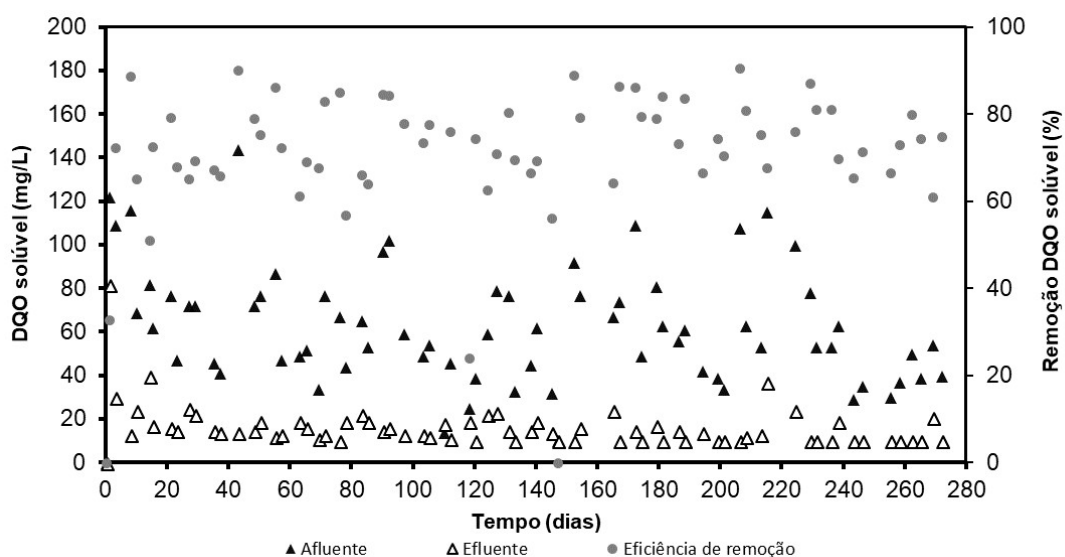


Figura 39 – Perfis de DQO solúvel e percentual de remoção ao longo do período de monitoramento.

O percentual de DQO solúvel (filtrada) em relação à DQO total se manteve relativamente constante ao longo da operação do reator (Figura 40). Em relação aos valores médios, a DQO solúvel contribuiu com 44% da DQO total enquanto a DQO particulada contribuiu com 56%. Dessa forma, é possível afirmar que os sólidos representaram mais de metade da DQO total afluente.

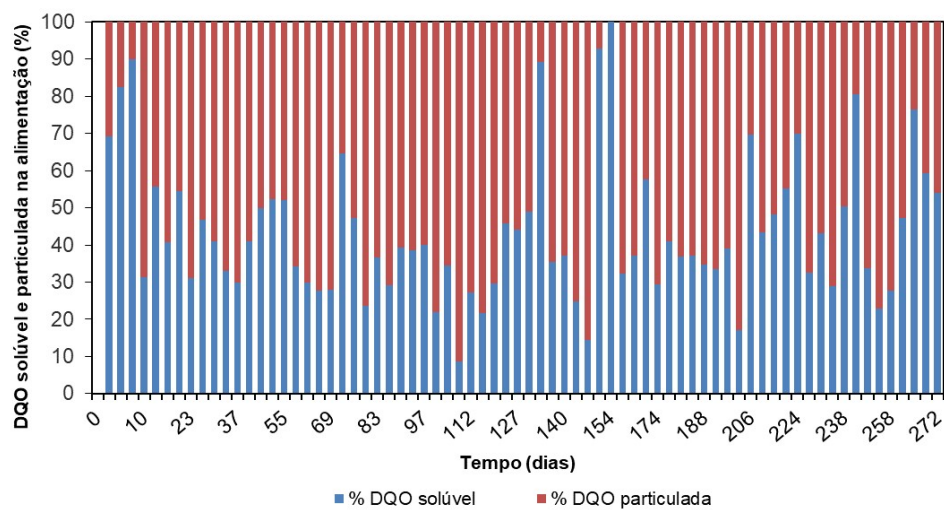


Figura 40 – Percentuais de DQO solúvel e particulada na fase de alimentação do reator biológico.

Parcela majoritária (69% em média) da DQO solúvel foi removida na fase de alimentação, enquanto 7% da DQO solúvel foi abatida na fase de aeração (Figura 41).

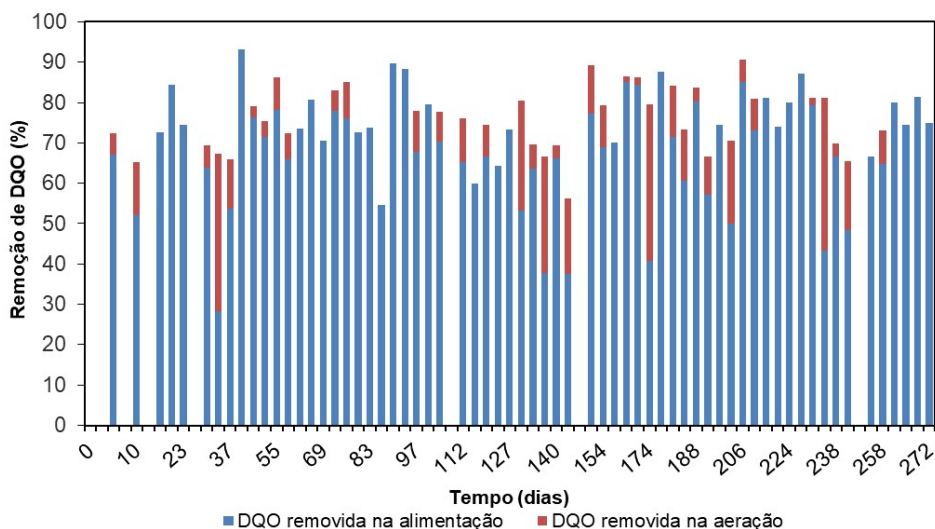


Figura 41 – Percentuais de remoção de DQO solúvel nas fases de alimentação e aeração, ao longo dos dias de monitoramento do reator.

Tal comportamento é ideal pois, para a estabilidade do processo de granulação, é vantajoso que a maior parte da matéria orgânica seja convertida efetivamente na fase sem oxigênio. Assim, pouco substrato restará na fase aerada, de modo que haja o estabelecimento de um regime *feast-famine*. Segundo De Kreuk e Van Loosdrecht (2004), a adoção do regime *feast-famine* está diretamente relacionada à seleção de micro-organismos cuja velocidade de crescimento é reduzida, os quais são capazes de converter integralmente substratos facilmente biodegradáveis em polímeros intracelulares em condições de anaerobiose.

É possível que parte da DQO particulada tenha sido hidrolisada na fase de alimentação e removida em condições anaeróbias. Nesse caso, a remoção de DQO total na fase de alimentação seria ainda maior (Figura 42).

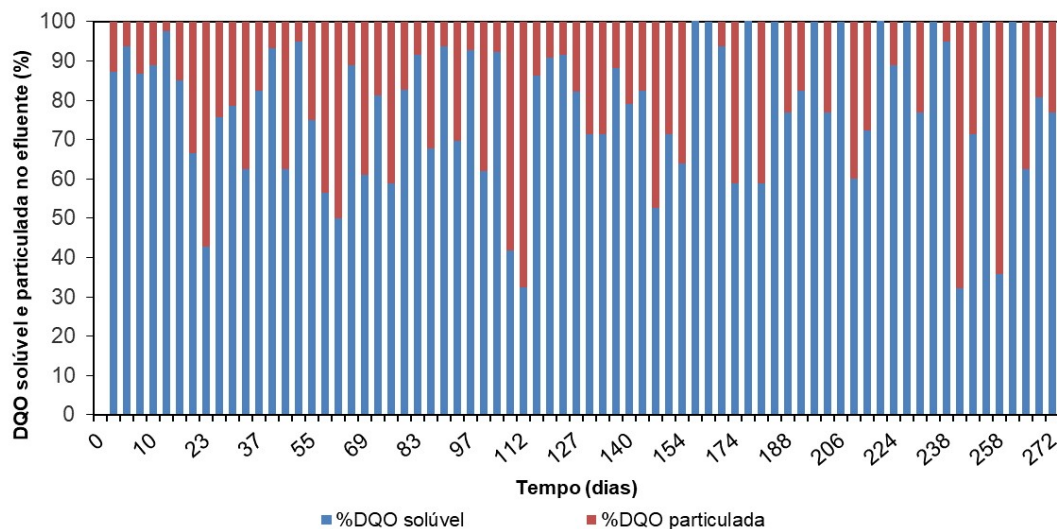


Figura 42 – Percentuais de DQO solúvel e DQO particulada no efluente do reator biológico ao longo do período de monitoramento.

4.4.2 Material particulado

A concentração de sólidos suspensos totais (SST) no afluente foi muito variável (Figura 43), com valor médio de $71,5 \text{ mg.L}^{-1}$, o que afetou o valor da DQO total na entrada. No entanto, a concentração de sólidos efluente foi bastante reduzida, apresentando valor médio de $8,1 \text{ mg/L}$.

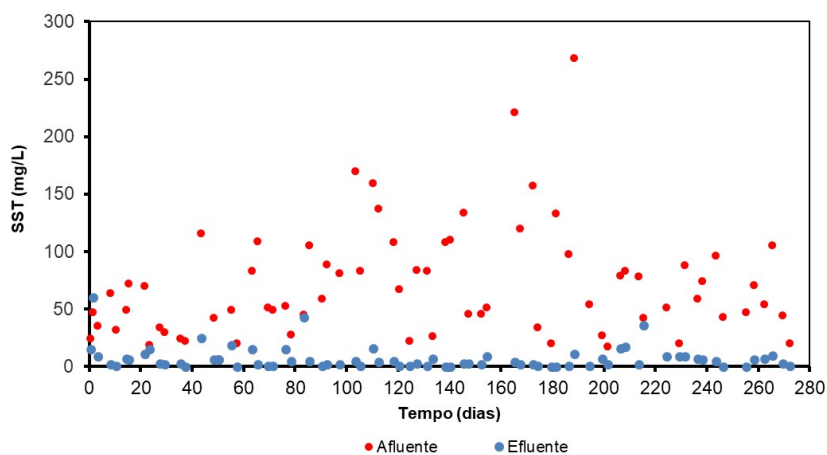


Figura 43 – Perfis de sólidos suspensos totais (SST) no afluente e efluente.

Por conseguinte, elevadas eficiências de remoção de sólidos foram obtidas. O percentual médio de remoção foi de 90% (Figura 44).

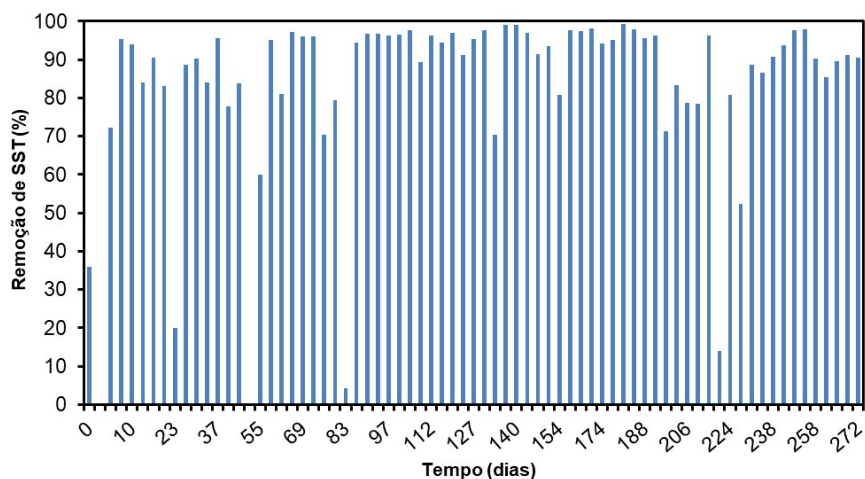


Figura 44 – Percentuais de remoção de SST ao longo dos dias de monitoramento do reator biológico.

Como o tempo de sedimentação foi gradualmente reduzido ao longo do tempo, caso não houvesse hidrólise e remoção da matéria orgânica particulada, o teor de sólidos no efluente tenderia a aumentar. No entanto, isso não foi observado. Desse modo, pode-se inferir que mais de 80% da matéria orgânica particulada foi removida no reator pela sua conversão em substrato solúvel facilmente biodegradável.

O monitoramento do pH revelou valores classificados como típicos para esgotos sanitários, com valores médios de 6,8 para o afluente e 6,6 para o efluente, conforme Figura 45.

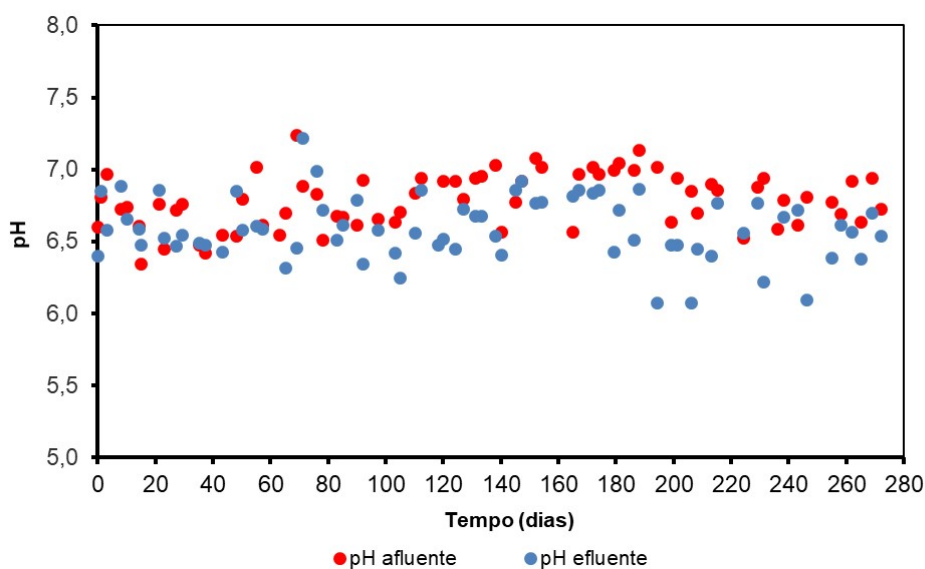


Figura 45 – Valores de pH do afluente e efluente ao reator biológico.

É sabido que o pH do meio afeta significativamente a velocidade de crescimento microbiano. Porém, apesar de diversos estudos de avaliação quanto à variação de pH em processos com biomassa granular (YANG et al., 2008; BEUN et al., 1999; McSWAIN et al., 2004), seus efeitos e influência em outras variáveis do processo ainda não foram completamente elucidados (ADAV et al, 2008).

4.4.3 Nutrientes

O perfil das concentrações de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) no afluente e efluente ao longo do período de monitoramento do reator são apresentadas na Figura 46. Os valores na entrada do reator foram bastante variáveis, com concentração média de 16 mgN.L^{-1} , e a concentração efluente foi de $1,6 \text{ mgN.L}^{-1}$. Logo, a eficiência média de remoção foi de 90%.

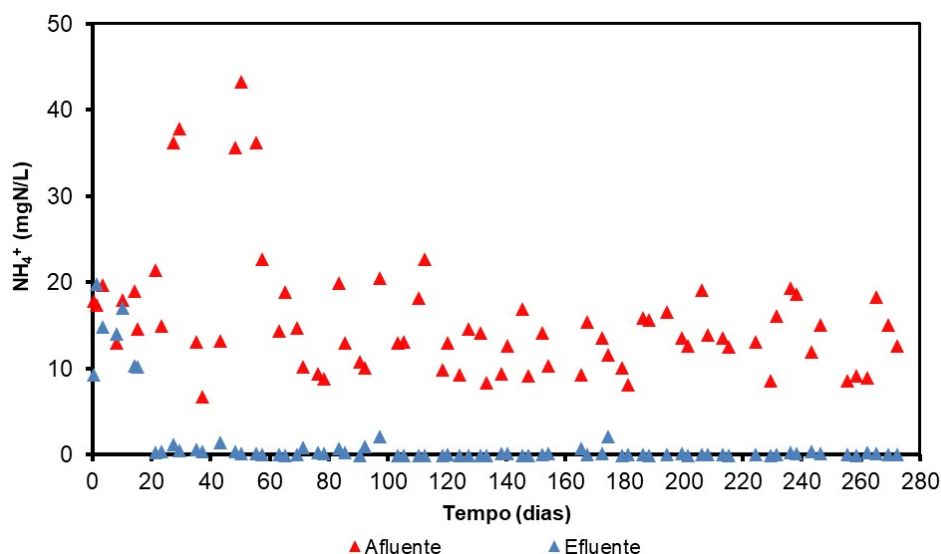


Figura 46 – Perfis de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) no afluente e efluente.

Durante os primeiros dias de operação, os percentuais de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal tiveram valores abaixo daqueles obtidos durante o restante do período de monitoramento (Figura 47).

A baixa eficiência de nitrificação pode ser explicada pelo fato de que os microorganismos nitrificantes se desenvolvem lentamente (LI e WU, 2014).

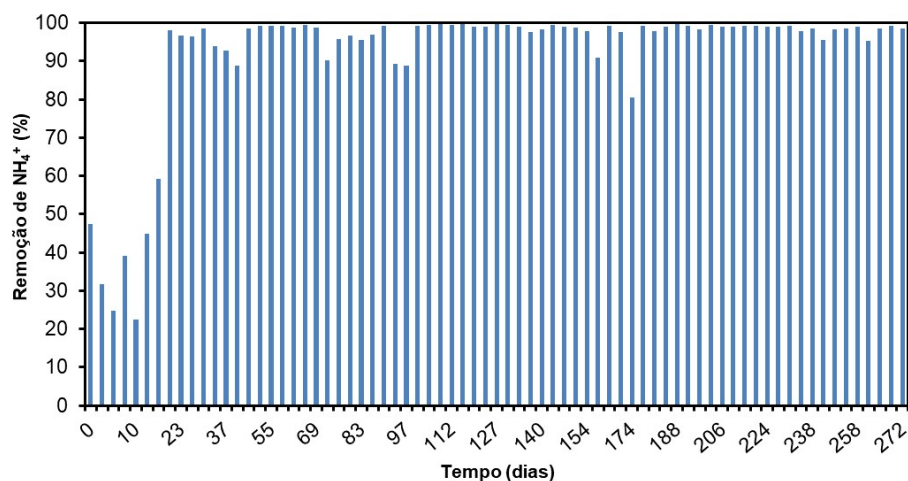


Figura 47 - Percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal (NH₄⁺) ao longo do período de monitoramento do reator.

Levando em conta a concentração de nitrogênio na entrada do reator (na forma de amônio) e na saída na forma de amônio remanescente, nitrato e nitrito (Figura 48), a remoção média de nitrogênio total foi de 73% (Figura 49). Para esse cálculo, considerou-se que todo o nitrogênio na entrada está na forma de amônio.

Para a estação de tratamento de Deodoro, as premissas de projeto da unidade e estratégia operacional adotada não objetivaram o atendimento do limite estabelecido pela legislação vigente para o parâmetro nitrogênio amoniacal. Porém, devido à característica intrínseca da tecnologia de biomassa granular de remoção de matéria carbonácea e nutrientes de forma simultânea, a concentração média de amônio no efluente foi de 0,7 mg.L⁻¹, o que atenderia plenamente a exigência legal (DZ 215 – INEA/RJ) do parâmetro caso fosse exigido.

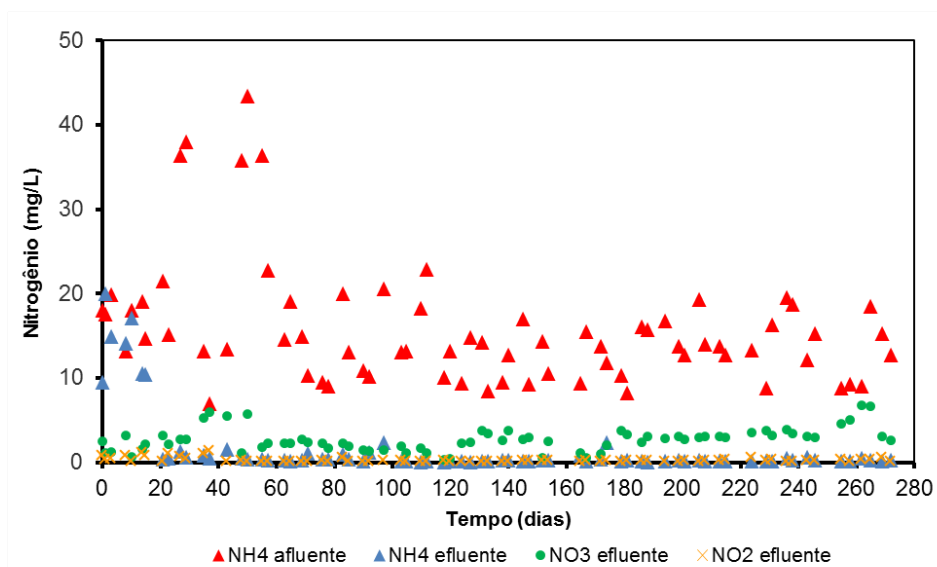


Figura 48 - Perfis de espécies nitrogenadas.

Como a quantidade de nitrato e nitrito formada foi inferior à quantidade de amônia removida, possivelmente ocorreu desnitrificação no reator em função do estabelecimento de regiões anóxicas no interior dos aglomerados microbianos. Parte da remoção de nitrogênio também pode ser atribuída à assimilação de amônia para o crescimento da biomassa.

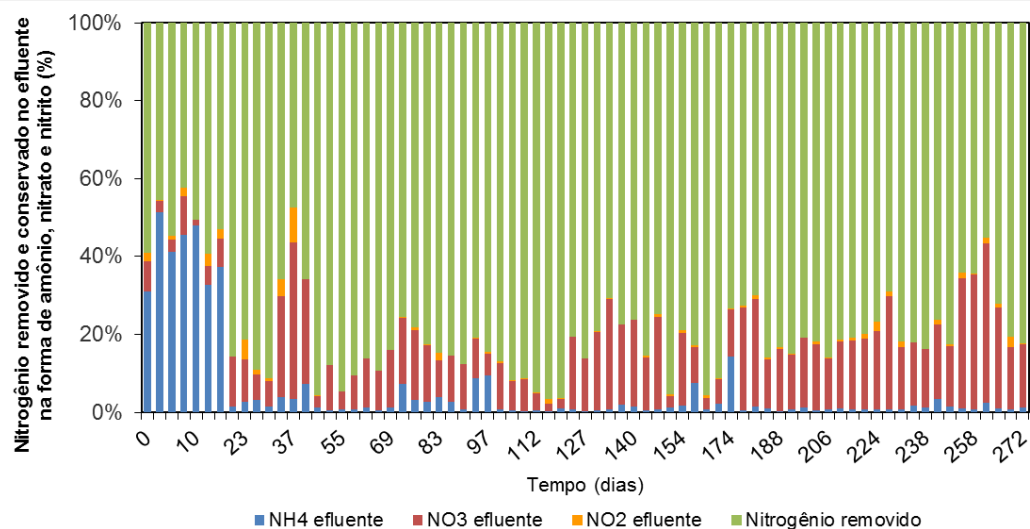


Figura 49 – Percentuais de remoção de nitrogênio e residuais de amônia, nitrato e nitrito.

No entanto, em função da baixa carga orgânica aplicada, e portanto pequena geração de lodo, acredita-se que a maior parte do nitrogênio foi removida pelo processo de desnitrificação.

Estudos anteriores reportam que a eficiência de nitrificação e de remoção de nitrogênio está intimamente relacionada a parâmetros como tamanho dos grânulos, concentração de oxigênio e razão DQO/N (QIN e LIU, 2006; MOSQUERA e CORRAL et al., 2005; Kim et al., 2004). Por exemplo, baixas eficiências de remoção obtidas por Qin e Liu (2006) e Mosquera e Corral et al. (2005) estão ligadas ao fato de trabalharem com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, condição na qual a nitrificação é desfavorecida.

Aspectos operacionais são apenas algumas das variáveis que influenciam decisivamente no tratamento de águas residuárias utilizando-se a tecnologia de grânulos aeróbios. Vale lembrar que esses aspectos devem se adequar primordialmente aos objetivos que se pretende alcançar, isto é, aos processos de conversão de interesse, sejam eles relacionados à remoção de matéria orgânica ou de nutrientes como nitrogênio e fósforo.

A concentração de fosfato afluente foi, em média, de 2,5 mg/L (Figura 50). Esse valor é muito reduzido, até mesmo para garantir o crescimento das bactérias heterotróficas. A mínima relação DQO:N:P para garantir um bom funcionamento do processo biológico é de 100:5:1. De qualquer forma, essa relação foi obedecida durante toda a operação do reator. No entanto, o baixo de fósforo no esgoto bruto dificultou o enriquecimento do lodo em organismos acumuladores de polifosfato (PAO). A concentração de fosfato após a alimentação foi, em geral, menor que no afluente, ficando em média em torno de 1,8 mgP.L⁻¹. A média das concentrações no efluente foi de 1 mgP.L⁻¹.

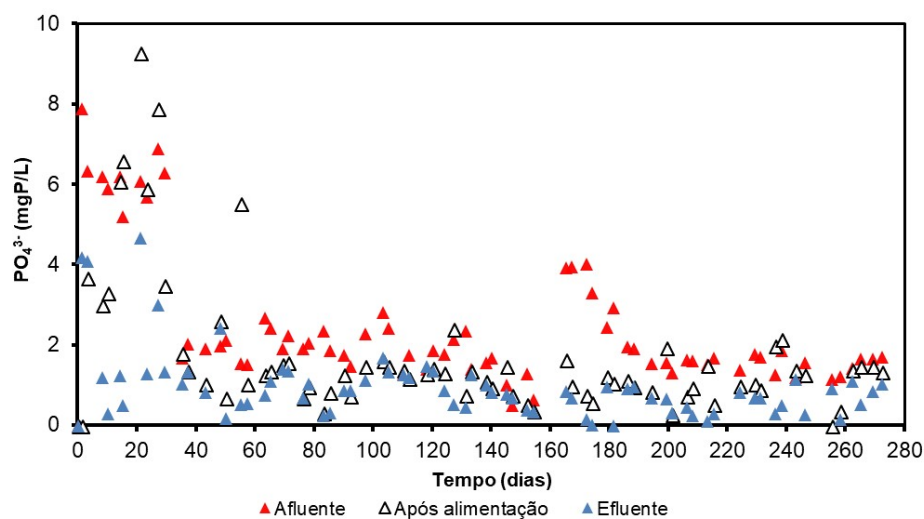


Figura 50 – Concentrações de ortofosfato no afluente e efluente do reator biológico.

Esses resultados indicam a ausência de atividade dos PAO e do fenômeno de remoção biológica de fósforo (EBPR), pois não houve liberação de fosfato para o meio líquido na fase de alimentação em condições anaeróbias. De fato, a baixa concentração de fosfato no afluente limitou o crescimento dessas bactérias. Portanto, pode-se concluir que a remoção de fósforo, ilustrada na Figura 51, ocorreu apenas pelo anabolismo microbiano.

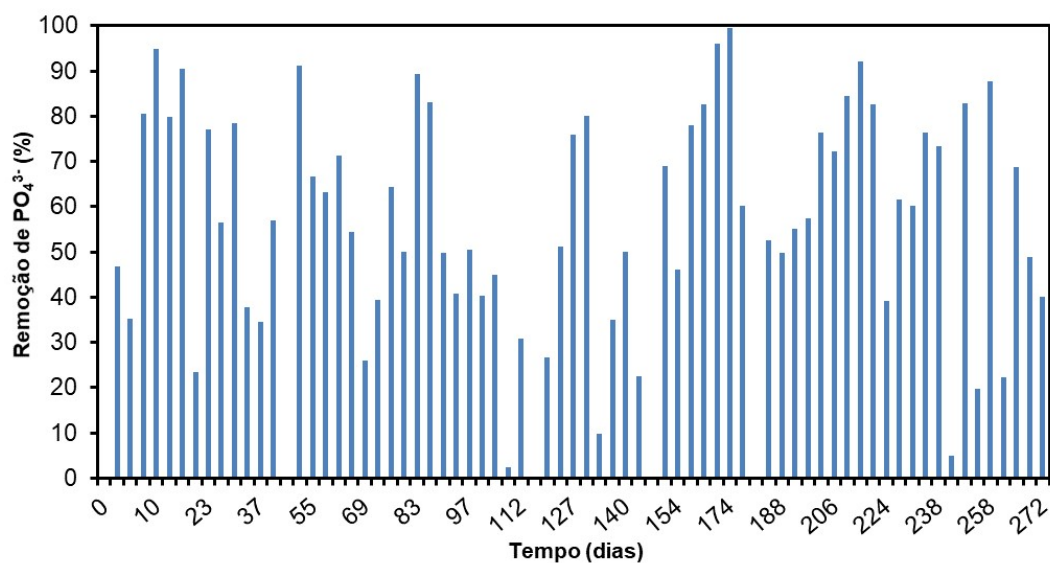


Figura 51 – Perfil de remoção de Ortofosfato ao longo dos dias de monitoramento.

Uma variável importante para o processo de remoção de fósforo é a temperatura. Os organismos acumuladores de glicogênio (GAO) competem com os organismos acumuladores de fósforo (PAO) pelo carbono orgânico na fase anaeróbia do processo biológico. Os GAO possuem a capacidade de se desenvolverem em condições anaeróbias/aeróbias, impactando negativamente na remoção desse nutriente (BASSIN, 2011). Os efeitos da temperatura nos organismos citados foram avaliados por Whang e Park (2006) em um sistema com remoção biológica de fósforo, os quais constataram que a 20°C os PAO eram os micro-organismos predominantes no sistema, porém, quando elevada a temperatura a 30°C, os GAO se tornaram dominantes, prejudicando assim o processo EBPR.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivo avaliar a formação de lodo granular aeróbio e a eficiência do tratamento biológico em uma estação de tratamento de esgoto sanitário em escala plena. Nesse contexto, e com base nos resultados obtidos, tem-se as seguintes conclusões:

- O tratamento de esgotos domésticos por meio de sistema de tratamento utilizando lodo granular aeróbio em escala plena é factível, uma vez que o presente estudo evidenciou o atendimento pleno aos limites para parâmetros de qualidade exigidos para a ETE Deodoro. A eficiência média de remoção de matéria orgânica expressa em DQO total foi de 85%, e a DQO total no efluente apresentou o valor médio de 22 mg.L⁻¹. A concentração média de nitrogênio amoniacal no efluente foi de 1,6 mg.L⁻¹, de modo que a eficiência média atingida foi de 90%. Verificou-se que o processo de nitrificação foi promovido com sucesso, não ocorrendo acúmulo de nitrito no reator. O reator apresentou remoção de fosfato, com valor médio de 55% e concentração média de 1 mg.L⁻¹ no efluente final, porém, devido as baixas concentrações no efluente, a redução ocorreu apenas pelo anabolismo microbiano.
- O início do processo de granulação ocorreu naturalmente, sendo evidenciado a partir do 63º dia de operação do reator, por meio de análises microscópicas e granulométricas. Os grânulos formados apresentaram morfologia adequada para serem caracterizados como estruturas granulares, e tamanhos máximos de 2 mm, aproximadamente. Apesar das evidências de início do processo de granulação, não foi possível alcançar, durante o período de monitoramento, a conclusão do processo de granulação, o que seria atingido caso a quantidade de grânulos correspondesse a 80% dos sólidos presentes no reator. Os percentuais das análises de granulometria atingiram 5,6% de grânulos com dimensão superiores a 0,2 mm.
- A dinâmica de operação e alteração das variáveis de processo durante o período de monitoramento foram definidas e redefinidas de acordo com as oscilações das características do efluente bruto, e visavam integralmente o

cumprimento das exigências legais. Tais atendimentos alcançados, vinculados ao início de granulação também evidenciado pelo presente trabalho, demonstram a adequação da operação dos reatores da ETE Deodoro às condições locais prevalecentes no que tange as características de esgoto afluyente.

- A partir das conclusões acima observadas, pode-se consolidar a ideia que, de maneira geral, o reator biológico de lodo granular aeróbio da ETE Deodoro mostrou-se eficiente na remoção de carbono em conjunto com a remoção de nitrogênio e redução de fósforo em uma única unidade operacional. Fica evidente que a tecnologia em tela é extremamente promissora para o tratamento de esgoto doméstico, e dessa forma, o presente trabalho contribui para o acervo acadêmico e científico, assim como para a propagação da tecnologia aplicada a sistemas de tratamento de esgotos em escala plena.

Com base nas conclusões estabelecidas, algumas recomendações são sugeridas para futuros trabalhos:

- Realizar estudo de tratabilidade com efluente sanitário real em escala laboratorial, variando as condições de processo em função de atendimento a parâmetros analíticos com limites máximos estabelecidos para o efluente.
- Realizar testes de bancada com variações de temperatura e concentrações de cargas orgânicas, uma vez que essas variáveis são peculiares no Brasil.
- Avaliar a dinâmica de predominância das espécies de micro-organismos ao longo dos diferentes estágios do processo de granulação.
- Avaliar custos de investimento e operação da ETE Deodoro e realizar estudos de viabilidade nas condições prevalecentes no Brasil, considerando que a tecnologia de biomassa granular requer áreas reduzidas em relação a plantas de lodos ativados convencional.

REFERÊNCIAS

ADAV, S. S.; LEE, D. J.; TAY, J. H. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. *Water Research*, 42(6): 1644-1650, 2008b.

ADAV, S. S.; LEE, D. J.; TAY, J. H. Activity and structure of stored aerobic granules. *Environmental Technology*, 28(11): 1227–1235, 2007c.

AL-REKABI, W.S., QIANG, H., QIANG, W.W. Review on sequencing batch reactors. *Pakistan Journal of Nutrition*, 6 (1): 11-19, 2007

ALPINA AMBIENTAL, site institucional, disponível em <http://www.alpinaambiental.com.br>, acesso em 20/03/2018.

ANA - Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2017. Brasília: ANA, 2011. 177 p.

APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21ed., Washington, 2005.

ARROJO, B.; MOSQUERA-CORRAL, A.; GARRIDO, J. M.; MÉNDEZ, R. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. *Water Research*, v. 38, p. 3.389-3.399, 2004.

BASSIN, J. P., 2011, Lodo granular aeróbio. In: Dezotti, M; Sant'Anna Jr., G.L.; Bassin, J.P. *Processos Biológicos Avançados para Tratamento de Efluentes e Técnicas de Biologia Molecular para estudo da diversidade microbiana*. Rio de Janeiro: Editora Interciência.

BASSIN, J. P., 2012, Biological nutrient removal in compact biofilm systems. PhD thesis, Delft University of Technology, The Netherlands.

BASSIN, J.P. Tecnologia de granulação aeróbia (lodo granular aeróbio). In: DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR., G.L., BASSIN, J.P. (Org.). *Processos biológicos*

avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011, p. 91-170.

BASSIN, J.P., KLEEREBEZEM, R., DEZOTTI, M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. *Water Research*, 46 (12): 3805-3816, 2012a.

BASSIN, J.P., KLEEREBEZEM, R., DEZOTTI, M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Measuring biomass specific ammonium, nitrite and phosphate uptake rates in aerobic granular sludge. *Chemosphere*, 89: 1161-1168, 2012b.

BASSIN, J.P., PRONK, M., KRAAN, R., KLEEREBEZEM, R., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Ammonium adsorption in aerobic granular sludge, activated sludge and anammox granules. *Water Research*, 45 (16): 5257-5265, 2011.

BEUN, J.J., HENDRIKS, A., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., MORGENROTH, E., WILDERER, P.A., HEIJNEN, J.J. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, v. 33, p. 2283-2290, 1999.

BEUN, J.J. HEIJNEN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. N-Removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 75 (1): 82-92, 2001.

BEUN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, 36: 702-712, 2002.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430/11, de 24 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, DF.

CAMPOS, R. H. Estudo da remoção de carbono e nitrogênio de efluentes urbanos em um reator de leito fluidizado operado em bateladas sequenciais. Tese de Doutorado, Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis, SC, 2006.

CHERNICHARO, C. A. et al. Tratamento de efluentes de curtumes através de filtros anaeróbios seguidos por biofiltros aerados. In: CONGRESO ASOCIACIÓN INTERAMERICANA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 25, 1996, México. Anais... Ciudad de México – México: AIDIS, 1996. 10 p.

CHERNICHARO, C. A.; ARAÚJO, V. L.; GONÇALVES, R.F. Estudos sobre o pós tratamento de efluentes de reatores UASB através de biofiltros aerados submersos. In: CONGRESO ASOCIACIÓN INTERAMERICANA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 25, 1996, México. Anais... Ciudad de México – México: AIDIS, 1996. 9 p.

DAUTANT, S.; LÓPEZ, H. (1997). Reactores biológicos de película fina tipo discos rotativos (RBC). Universidade de Carabobo. Faculdade de Engenharia. Trabajo de ascenso. Valencia, Venezuela.

DE KREUK, M.K. Aerobic granular sludge scaling up a new technology. Ph.D. thesis, Delft University of Technology, Delft, The Netherland, 2006.

DE KREUK, M.K., BRUIN, L.M.M. Aerobic granule reactor technology. Water and Wastewater Practitioner Series, STOWA Report. London: IWA Publishing, 2004.

DE KREUK, M.K., HEIJNEN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge. Biotechnology and Bioengineering, 90: 761-769, 2005a.

DE KREUK, M.K., KISHIDA, N., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Aerobic granular sludge – state of the art. Water Science and Technology, 55 (8–9): 75-81, 2007a.

DE KREUK, M.K., KISHIDA, N., TSUNEDA, S., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system. *Water Research*, 44: 5929-5938, 2010.

DE KREUK, M.K., MCSWAIN, B.S., BATHE, S., TAY, S.T.L., SCHWARZENBECK, N., WILDERER, P.A. Discussion outcomes. In: *Aerobic granular sludge*. Water and Environmental Management Series. London: IWA Publishing, 2005b, 155-169.

DE KREUK, M.K., PICIOREANU, C., HOSSEINI, M., XAVIER, J.B., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Kinetic model of a granular sludge SBR: influences on nutrient removal. *Biotechnology and Bioengineering*, 97: 801-815, 2007b.

DE KREUK, M.K., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, 49 (11-12): 9-17, 2004

DE KREUK, M.K., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Formation of aerobic granules with domestic sewage. *Journal of Environmental Engineering*, 132 (6): 694-697, 2006.

DEZOTTI, M.; LIPPEL; BASSIN J. P., 2011, *Processos Biológicos Avançados*. Editora Interciência. Rio de Janeiro.

GEBARA, D. Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, 2006.

GONÇALVES, R. F. et al. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. Cap. 4, p. 171-278.

JIANG, H. L.; TAY, J. H.; TAY, S. T. L. Aggregation of immobilized activated sludge cells into aerobically grown microbial granules for the aerobic biodegradation of phenol. *Letters in Applied Microbiology*, v. 35, p. 439-445, 2002.

JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. Tratamento de esgotos domésticos. 5.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 940 p.

JU, L.K., HUANG, L., TRIVEDI, H. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in single-tank low-dissolvedoxygen systems under cyclic aeration. *Water Environment Research*, 79 (8): 912-920, 2007.

LETTINGA, G., VAN VELSEN, A.F.M., HOBME, S.W., DE ZEEUW, W., KLAPWIJK, A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological waste water treatment especially for anaerobic treatment. *Biotechnology Bioengineering*, 22: 699-734, 1980.

LIN, Y.M., LIU, Y.Q., TAY, J.H. Development and characteristics of phosphorus-accumulating microbial granules in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 62: 430-435, 2003.

LIU, Y., SHU, F.Y., TAY, J.-H., 2002, "Aerobic granules novel zinc biosorbent", *Letters in Applied Microbiology*, v. 35, p. 548-551.

LIU, Y., TAY, J.-H., 2002, "The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge", *Water Research*, v. 36, pp. 1653-1665. Referências 196.

LIU, Y., TAY, J.-H., 2004, "State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment", *Biotechnol. Adv.*, v. 22, p. 533-563

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

MOTTA, S. L. Tratamento de esgoto sanitário em bio-reator aeróbio de leito submerso. 1995. 102 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) – Instituto de Pós-graduação e Pesquisa em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1995.

MOSQUERA-CORRAL, A. DE KREUK, M.K., HEIJNEN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., 2005. Effects of oxygen concentration on N-removal in an aerobic granular sludge reactor, *Water Res.* 39, 2676–2686.

MOSQUERA-CORRAL, A., DE KREUK, M.K., HEIJNEN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., 2005, “Effects of oxygen concentration on N-removal in anaerobic granular sludge reactor”, *Water Research*, v. 39, pp. 2676-2686.

MCSWAIN, B. S.; IRVINE, R. L.; HAUSNER, M.; WILDERER, P. A., 2005, Composition and Distribution of Extracellular Polymeric Substances in Aerobic Flocs and Granular Sludge. *Applied And Environmental Microbiology*, v. 71, p. 1051-1057.

MCSWAIN, B.S., IRVINE, R.L., WILDERER, P.A., 2004. Effect of intermittent feeding on aerobic granule structure. *Water Sci. Technol.* 49, 19–25.

NEIWPC - New England interstate water pollution control commission. Sequencing batch reactor design and operational considerations. September 2005.

OMS. Organização mundial da saúde. Disponível em: <http://www.who.int/about/es/>. Acesso em: 14 abril 2018.

ONU. Até 2050, um bilhão de pessoas viverão em cidades sem água suficiente, diz Banco Mundial. Disponível em: <http://nacoesunidas.org/ate-2050-um-bilhao-de-pessoas-viverao-em-cidades-sem-agua-suficiente-diz-banco-mundial/>. Acesso em: 09 set. 2017.

PATUREAU, D., BERNET, N., BOUCHEZ, T., DABERT, P., DELGENES, J.P., MOLETTA, R. Biological nitrogen removal in a single aerobic reactor by association of a nitrifying ecosystem to an aerobic denitrifier, *MicroÍrgula aerodenitrificans*. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic*, 5: 435-439, 1998.

PATUREAU, D., BERNET, N., MOLETTA, R. Combined nitrification and denitrification in a single aerated reactor using the aerobic denitrifier *Comamonas* sp. strain SGLY2. *Water Research*, 31 (6): 1363-1370, 1997.

PEREIRA, A. R. (2016). Reator biológico com membrana (MBR) aplicado ao tratamento de esgotos gerados por unidades residenciais unifamiliares. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM - 190, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 164p

POCHANA K., KELLER J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science & Technology*, v. 39, p. 61-68, 1999.

QIN, L.; LIU, Y. Aerobic granulation for organic carbon and nitrogen removal in alternating aerobic-anaerobic sequencing batch reactor. *Chemosphere*, v. 63, p. 926-933, 2006.

RITTMANN, B.E., MCCARTY, P.L. *Environmental Biotechnology: principles and applications*. McGraw Hill, 2001.

RUIJSSENAARS, H. J.; STINGELE, F; HARTMANS, S. Biodegradability of food-associated extracellular polysaccharides. *Current Microbiology*, v. 40, p. 194-199, 2000.

SANTOS, A. V.; CYBIS, L. F. DE A.; GEHLING, G. R.. Determinação do tempo necessário para oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável em reator seqüencial em batelada (RSB) com enchimento estático. *Eng. Sanitária e Ambiental*. v. 11 n. 1, p. 83-91. 2006.

SANT'ANNA JR., G.L. Biorreatores com membranas (Membrane Bioreactors - MBR). In: DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR., G.L., BASSIN, J.P. (Org.). *Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011, p. 91-170.

SCHNEIDER, R.P. E TSUTIYA, M.T. (2001). Membranas Filtrantes para o Tratamento de Água, Esgoto e Água de Reúso. ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, Brasil.

SCHWARZENBECK, N., BORGES, J.M., WILDERER, P.A., 2005, "Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor", Applied Microbiology and Biotechnology, v. 66, pp. 711-718.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Site institucional, 2016. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>.

SUBTIL, E.L.; HESPANHOL, I.2; MIERZWA, J.C. (2013). Biorreatores com Membranas Submersas (MBRs): alternativa promissora para o tratamento de esgotos sanitários para reuso. Rev. Ambiente & Água. vol. 8 n. 3 Taubaté.

SCHMIDT, J. E.; AHRING, B. K. Extracellular polymers in granular sludge from different upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. Applied Microbiology Biotechnology, v. 42, p. 457-462, 1994.

SUTHERLAND, I. W. Biofilm exopolysaccharides. In: WINGENDER, J.; NEU, T. R.; FLEMMING, H. C. Microbial extracellular polymeric substances. Characterization, structure and function. Berlin, p. 73-82, 1999.

TSUNEDA, S.; OGIWARA, M.; EJIRI, Y.; HIRATA, A. High-rate nitrification using aerobic granular sludge. Water Science and Technology, v. 53, p. 147-154, 2006.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Nutrient control design manual: state of technology review report. EPA/600/R-09/012, 2009.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Nutrient control design manual. EPA/600/R-10/100, 2010.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Wastewater treatment fact sheet: external carbon sources for nitrogen removal. EPA/832/F-13/016, 2013.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; EIKELBOOM, D.; GJALTEMA, A.; MULDER, A.; TIJHUIS, L.; HEIJNEN, J. J. Biofilm structures. *Water Science and Technology*, v. 32, p. 235-243, 1995.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.3. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2002. 196 p.

VON SPERLING, M. 2005. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Vol. 1, 3ª edição, DESA, Ed. UFMG.

VON SPERLING, M., 1996, Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos, Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 2ª ed., v. 1, Belo Horizonte: Editora UFMG.

VON SPERLING, M., 1997, Lodos ativados. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, v. 4. Belo Horizonte, 116 pg.

VON SPERLING, M., 2001, Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os princípios da teoria do fluxo de sólidos. *Eng. Sanitária e Ambiental*, Vol. 6, Nº 3.

VON SPERLING, M., 2002, Lodos Ativados – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.4. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais. 428 p.

WANG, S.G., LIU, X.W., GONG, W.X., GAO, B.Y., ZHANG, D.H., YU, H.Q. Aerobic granulation with brewery wastewater in a sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, 98: 2142-2147, 2007.

ZHANG, X.; BISHOP, P. L. Biodegradability of biofilm extracellular polymeric substances, *Chemosphere*, v. 50, p. 63-69, 2003.

ZHENG, Y.M., YU, H.Q., SHENG, G.P., 2005, "Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor", *ProcessBiochemistry*, v. 40, pp. 645-650.

ZHENG, Y.M., YU, H.Q., SHENG, G.P., 2005. Physical and chemical characteristics of granular activated sludge from a sequencing batch airlift reactor. *Process Biochem.* 40, 645–650.