



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

LINCOLN SOARES MOTA

**GRANULAÇÃO DE LODO AERÓBIO EM REATORES DE BATELADAS
SEQUENCIAIS VISANDO A REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E
NUTRIENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO**

CAMPINA GRANDE

2022

LINCOLN SOARES MOTA

**GRANULAÇÃO DE LODO AERÓBIO EM REATORES DE BATELADAS
SEQUENCIAIS VISANDO A REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E
NUTRIENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Tese apresentada a coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande, como parte integrante dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Saneamento ambiental

Orientador: Prof. Dr. Adrianus C. van Haandel

CAMPINA GRANDE

2022

M917g

Mota, Lincoln Soares.

Granulação de lodo aeróbio em reatores de bateladas seqüenciais visando a remoção de matérias orgânico e nutrientes de esgoto doméstico / Lincoln Soares Mota. - Campina Grande, 2022.

101 f. il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e recursos Naturais, 2022.

"Orientação: Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel."

Referências.

1. Lodo Ativado. 2. Lodo Granular. 3. Nitrificação e Desnitrificação. 4. Absorção de Fósforo. 5. Sedimentabilidade. I. Haandel, Adrianus Cornelius Van. II. Título.

CDU 628.355(043)

LINCOLN SOARES MOTA

**GRANULAÇÃO DE LODO AERÓBIO EM REATORES DE BATELADAS
SEQUENCIAIS VISANDO A REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E
NUTRIENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO**

TESE APROVADA EM 07 / 06 / 2022

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Adrianus Cornelius van Haandel
Orientador (PPGECA-UFCG)

Prof.^a Dr.^a Mônica de Amorim Coura
Examinadora interna (PPGECA-UFCG)

Prof. Dr. Heraldo Antunes Silva Filho
Examinador externo (IFCE)

Prof.^a Dr.^a Silvânia Lucas dos Santos
Examinadora externa (UFRN)

Prof. Dr. Francisco Viera Paiva
Examinador externo (UNIFOR)

**CAMPINA GRANDE – PB
2022**



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL
Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

- ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**
- ALUNO(A): LINCOLN SOARES MOTA / COMISSÃO EXAMINADORA: DR. ADRIANUS VAN HAANDEL – PPGECA/UFMG (PRESIDENTE) - ORIENTADOR, DR.ª MÔNICA DE AMORIM COURA – PPGECA/UFMG (EXAMINADORA INTERNA), DR.ª SILVÂNIA LUCAS DOS SANTOS – UFRN (EXAMINADORA EXTERNA), DR. HERALDO ANTUNES SILVA FILHO – IFCE (EXAMINADOR EXTERNO) E DR. FRANCISCO VIEIRA PAIVA - UNIFOR - (EXAMINADOR EXTERNO) (PORTARIA 15/2022). / TITULO DA TESE: “GRANULAÇÃO DE LODO AERÓBIO EM REATORES DE BATELADAS SEQUENCIAIS, VISANDO A REMOÇÃO DE MATERIAL ORGÂNICO E NUTRIENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL / HORA DE INICIO: 10:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VÍDEO CONFERÊNCIA.**
- EM SESSÃO REALIZADA POR VÍDEO CONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) ALUNO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA TESE, SENDO-LHE ATRIBUÍDO O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE TESE, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO "EM EXIGÊNCIA" PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADO”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO, ALUNO E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**
- CAMPINA GRANDE, 07 DE JUNHO DE 2022**



Documento assinado eletronicamente por **Lincoln Soares Mota, Usuário Externo**, em 10/06/2022, às 10:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Silvânia Lucas dos Santos, Usuário Externo**, em 10/06/2022, às 10:21, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).

Documento assinado eletronicamente por **Heraldo Antunes Silva Filho, Usuário Externo**, em 10/06/2022, às 14:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da



[Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.](#)



Documento assinado eletronicamente por **FRANCISCO VIEIRA PAIVA, Usuário Externo**, em 14/06/2022, às 16:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.](#)



Documento assinado eletronicamente por **WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO(A)**, em 15/06/2022, às 10:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de](#)

[outubro de 2018.](#)



Documento assinado eletronicamente por **ADRIANUS CORNELIUS VAN HAANDEL, PROFESSOR**, em 17/06/2022, às 14:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.](#)



Documento assinado eletronicamente por **MONICA DE AMORIM COURA, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 21/06/2022, às 16:29, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º,

caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018.](#)



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **2389493** e o código CRC **F5971D36**.

Referência: Processo nº 23096.032603/2022-78

SEI nº 2389493

Ao único digno de receber a glória, a honra e o poder (Deus), porque criou
todas as coisas, e por sua vontade elas existem e foram criadas,

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar sempre ao meu lado em todos os momentos da minha vida e por me ajudar a nunca desistir.

Aos meus pais Joacil e Alexleide, pelo incentivo, oração, amizade e companheirismo.

A minha esposa Viviane, pelo amor, carinho, ajuda e compreensão pelos momentos de ausência.

Aos meus filhos Enzo e Eloise, pelos sorrisos, brincadeiras, carinhos e todo amor que me faz ser alguém.

A minha irmã Larissa e sua família, por todo carinho e atenção.

Aos meus familiares pela amizade, torcida e incentivo.

Ao professor Adrianus, pela orientação, confiança em mim depositada e acima de tudo pela amizade e compreensão, que mesmo em meio as dificuldades seguiu comigo até aqui.

Aos professores do PPGECA, pelos conhecimentos transmitidos.

A amiga e professora Silvânia, a qual tive o privilégio de partilhar de vários momentos ao longo da pesquisa e que de forma valorosa contribuiu para que esse trabalho pudesse ser realizado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, pelo incentivo financeiro proporcionado ao longo de boa parte dos meus estudos de doutoramento.

Aos professores constituintes da banca, pela disponibilidade em se fazer presente neste marco do trabalho e acima de tudo pelas valiosas considerações realizadas.

Aos colegas da EXTRABES: Martina, Isa, Kamilinha, Camila, Mari, Edilma Carlos, Rodrigo e João pela amizade, incentivo e ajuda ao longo da pesquisa.

Ao estagiário Wilton, pelo apoio na operação do sistema e com as análises.

A todos que de alguma maneira contribuíram para realização deste trabalho.

Só quem já perdeu alguém próximo sabe a dor e a confusão emocional que é lidar com a ausência. Um misto de tristeza, saudade, frustração e impotência se alojam em nosso coração, nos machucando fisicamente. Durante a realização deste curso perdi dois torcedores e incentivadores da minha carreira: minha avó Terezinha, que foi ao encontro do seu amado já falecido Zé Mota, o qual em vida também muito

torceu por mim; e meu “fãzaço” e avô Seu Paulo, que sem nenhum estudo me ensinou muito mais do que qualquer graduação ou pós-graduação pudesse ensinar.

Assim encerro meus agradecimentos, representando os meus avôs e avós, a minha avó Aurea, pela constante torcida pelo meu sucesso, pelas orações que me põe de pé e por todo carinho que recebi e que tenho recebido deles.

*“Faça o teu melhor, na condição que você tem, enquanto
você não tem condições melhores, para fazer melhor ainda!”*

(Mario Sergio Cortella)

RESUMO

Os numerosos estudos sobre tratamento de resíduos líquidos, combinam uma busca por alternativas que sejam eficientes do ponto de vista de tratamento e economicamente viáveis. Convencionalmente os sistemas de lodo ativado são operados em regime de fluxo contínuo, entretanto, o tratamento em forma de bateladas sequenciais consegue agrupar em um único tanque todas as unidades da operação do tratamento convencional, reduzindo a área de instalação dos reatores e otimizando as etapas do processo. Uma nova vertente para esses reatores é a formação de lodo granular aeróbio, os quais tem sido objetivo de diversas pesquisas científicas e apresentam vantagens em comparação aos reatores operados com lodo floculento, dentre as quais, citam-se: melhor sedimentabilidade, remoção simultânea de fósforo e nitrogênio e capacidade de suportar variações de cargas orgânicas. O presente trabalho buscou avaliar o processo de granulação de lodo aeróbio em reatores operados em bateladas sequenciais, visando a remoção de material orgânico, nitrogênio e fósforo do esgoto doméstico. Foram investigadas quatro diferentes condições operacionais aplicadas a um reator piloto (volume útil de 471 litros), variando a concentração de oxigênio dissolvido fornecido ao sistema. Como forma de verificar o processo de granulação foi utilizado o teste de sedimentabilidade dinâmica como parâmetro. Para as investigações estudadas verificou-se que as configurações operacionais impostas aos experimentos II e IV apresentaram-se favoráveis para a formação de grânulos, atingindo percentual máximo de até 50% de grânulos na investigação IV. Todavia, não foi verificado a granulação completa do lodo, haja vista que a obtenção de grânulos tratando esgoto doméstico requer maior tempo de operação do sistema, o que não foi possível, devido à antecipação da conclusão da pesquisa em virtude da pandemia de COVID-19. O estudo também mostrou que, alternativamente ao teste do índice volumétrico de lodo, o teste de sedimentabilidade proporciona maior confiabilidade nos resultados para confirmação do desenvolvimento de grânulos, o qual associado ao teste granulométrico definem as características do lodo. Para os demais parâmetros (material orgânico, nitrogênio e fósforo) ambas as investigações apresentaram desempenho satisfatório, obtendo-se remoção média de material orgânico em torno de 90%, oxidação do nitrogênio amoniacal também em torno de 90%, absorção máxima de fósforo de $18,6 \text{ mg.P-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$, ressalva apenas para os processos de nitrificação e desnitrificação que, devido a não formação completa dos grânulos e mediante as concentrações de oxigênio dissolvido dos sistemas, as zonas aeróbia, anóxica e anaeróbia, características dos grânulos, não ficaram bem definidas, apresentando assim efluente com residual de nitrito aproximadamente de 15 mg.N-NO_2^- , para nas investigações de II e IV, e de nitrato acima de $10 \text{ mg.N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$, para as investigações I e III. Nesta feita, conclui-se que o sistema de tratamento utilizando grânulos aeróbios apresenta grande capacidade de tratamento, principalmente quanto a absorção de fósforo, gerando efluente com elevada qualidade.

Palavras-chave:

Lodo ativado, Lodo Granular; Nitrificação e Desnitrificação, Absorção de Fósforo; Sedimentabilidade.

ABSTRACT

The numerous studies on liquid waste treatment combine a search for alternatives that are efficient from the treatment point of view and economically viable. Conventionally, activated sludge systems are operated in a continuous flow regime, where a reactor or a series of reactors continuously receive raw influent to be treated. However, the treatment in the form of sequential batches manages to group all units of the treatment operation in a single tank. conventional, reducing the area for the installation of the reactors and optimizing the steps of the process. A new aspect for these reactors is the formation of aerobic granular sludge, which has been the objective of scientific research and presents several advantages compared to reactors operated with flocculent sludge, among which can be mentioned: better sludge settleability, simultaneous removal of phosphorus and nitrogen and ability to withstand variations of organic loads. The present work sought the granulation process to evaluate the use of domestic reactors operating in sequential batches, aiming at the replacement of organic material, phosphorus nitrogen and biological effluent. Four different operational conditions applied to a pilot reactor (useful volume of 471 liters) were investigated, varying the concentration of dissolved oxygen supplied to the system. As a way to verify the granulation process, the dynamic sedimentability test was used as a parameter. For the investigations studied, it was found that the operational configurations imposed on experiments II and IV were favorable for the formation of granules, reaching a maximum percentage of up to 50% of granules in investigation IV. However, the complete granulation of the sludge was not verified, given that obtaining granules by treating domestic sewage requires a longer operating time of the system, which was not possible, due to the anticipation of the conclusion of the research due to the COVID-19 pandemic. The study also showed that as an alternative to the sludge volumetric index test, the settleability test provides greater reliability for the results of sludge development of granules, which associated with the granulometric test define the characteristics of the sludge. For the other parameters (organic material, nitrogen and phosphorus) both investigations showed satisfactory performance, obtaining an average removal of organic material around 90%, ammonia nitrogen oxidation also around 90%, maximum phosphorus absorption of 18.6 mg.P-PO₄-L⁻¹. During the investigations incomplete nitrification and relatively high residual concentrations of nitrite and nitrate were observed. With 15 mg.N-NO₂⁻, for investigations of II and IV, and nitrate above 10 mg.N-NO₃⁻.L⁻¹, for investigations I and III. In this case, it is concluded that the treatment system using aerobic granules has great treatment capacity, mainly in terms of phosphorus absorption, generating high quality effluent.

Palavras-chave:

Activated sludge, granular sludge, Nitrification and denitrification; Phosphate absorption; Settleability.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - ETEs no Brasil por conjunto de tipologias.....	26
Figura 2 - Configuração típica de um ciclo de um RBS.....	29
Figura 3 - Mecanismo de granulação aeróbia	31
Figura 4 - Formação do grânulo aeróbio	35
Figura 5 - Possíveis conversões dos compostos nitrogenados.....	37
Figura 6 - Formas e reações do material nitrogenado no sistema de lodo ativado ...	38
Figura 7 - Mecanismo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (SND) em grânulos aeróbios.....	40
Figura 8 - Metabolismo dos organismos acumuladores de polifosfato.....	42
Figura 9 - Modelo matemático para sistema SND com lodo floculento e bateladas sequenciais	45
Figura 10 - Requerimento de área para diferentes alternativas de processos de tratamento.	50
Figura 11 - Estimativa de consumo de eletricidade para diferentes alternativas de processo de tratamento.....	51
Figura 12 - Localização do Experimento	52
Figura 13 - Arranjo geral do sistema experimental de tratamento.....	53
Figura 14 - Sistema experimental.....	54
Figura 15 - Quadro de temporizadores	55
Figura 16 - Configurações de funcionamento das investigações do experimento.....	57
Figura 17 - Medidor multiparâmetro	59
Figura 18 - Aparato para realização do teste de sedimentabilidade.....	60
Figura 19 - Expansão do lodo no teste de sedimentabilidade.....	61
Figura 20 - Exemplo de gráfico para obtenção das constantes de Vesilind.....	61
Figura 21 - Ensaio de granulometria	63
Figura 22 - Exemplo de distribuição granulométrica do lodo.....	63
Figura 23 - Concentração de DQO afluente e efluente e a respectiva eficiência de remoção	67
Figura 24 - Comportamento da concentração de sólidos nas investigações experimentais.....	68
Figura 25 - Comportamento da idade de lodo nas investigações experimentais	70

Figura 26 - Capacidade de compressibilidade (k) e da velocidade de sedimentação da biomassa (Vo) do sistema experimental	71
Figura 27 - Índice volumétrico de lodo	73
Figura 28 - Distribuição granulométrica do LAG na investigação IV	75
Figura 29 - Peneiramento dos grânulos nos testes de granulometria na investigação IV	76
Figura 30 - Desenvolvimento dos grânulos aeróbios	77
Figura 31 - Comportamento do nitrogênio amoniacal nas investigações experimentais	79
Figura 32 - Frações oxidadas de nitrogênio nas investigações experimentais	80
Figura 33 - Monitoramento das concentrações de OD e pH para a investigação IV	83
Figura 34 - Concentração de ortofosfato nas investigações experimentais	85
Figura 35 - Bidesfosfatação do lodo aeróbio em processo de granulação (Investigação II)	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Grupos microbianos e principais reações envolvidas em sistemas AGS .36	
Tabela 2 - Classificação das constantes (k e V_0) por Van Haandel e Marais (1999) para lodo flocculento e por Lima <i>et al.</i> (2014) para lodo granular aeróbio	49
Tabela 3 - Comparação entre LGA, grânulos anaeróbicos e lodo ativado convencional	51
Tabela 4 - Dimensões do sistema experimental.....	53
Tabela 5 - Parâmetros analisados.....	59
Tabela 6 - Concentrações médias de sólidos do licor misto nas investigações experimentais	68
Tabela 7 - Idade de lodo das investigações experimentais	70
Tabela 8 - Média das constantes de Vesilind para as investigações experimentais .	72
Tabela 9 - Comportamento do IVL para as investigações experimentais	73
Tabela 10 - Razão entre IVL_{30} e o IVL para os tempos de 5 e 10 minutos	74
Tabela 11 - Comportamento do nitrogênio amoniacal nas investigações experimentais	79
Tabela 12 - Valores das frações oxidadas de nitrogênio nas investigações experimentais	81
Tabela 13 – Valores de ortofosfato nos sistemas experimentais	85
Tabela 14 - Valores de absorção de ortofosfato por quantidade de DQO.....	86

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANA	Agência Nacional das Águas
BOA	Bactérias Oxidadoras de Amônia
BON	Bactérias Oxidadoras de Nitrito
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DGAO	Denitrifying Glycogen Accumulating Organisms (Organismos Acumuladores de Glicogênio Desnitrificantes)
DPAO	Denitrifying Phosphate Accumulating Organisms (Organismos Acumuladores de Fósforo Desnitrificantes)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EBPR	Enhanced biological phosphorus removal (Remoção biológica aprimorada de fósforo)
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
GAO	Glycogen accumulating organisms (organismos acumuladores de glicogênio)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
kg	Quilograma
L	Litro
LGA	Lodo Granular Aeróbio
m	Metro
mg	Miligrama
min	Minutos
N	Nitrogênio
N ₂ O	Óxido nitroso
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio na forma de nitrogênio amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrito

N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio na forma de nitrato
NO	Óxido nítrico
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
OHO	Organismos heterotróficos ordinários
OMS	Organização Mundial de Saúde
P	Fósforo
PAO	Polyphosphate accumulating organisms (organismos acumuladores de polifosfato)
pH	Potencial hidrogeniônico
PHA	Polihidroxialcanoatos
PHB	Polihidroxibutirato
RBS	Reatores em Bateladas Sequenciais
SND	Simultaneous Nitrification and Denitrification
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TCO	Taxa de consumo de oxigênio
TDH	Tempo de detenção hidráulico
TRC	Tempo de retenção celular
VSZ	Velocidade de sedimentação em zona

Sumário

1. Introdução.....	19
2. Justificativa	22
3. Objetivos.....	24
3.1. Geral	24
3.2. Específicos.....	24
4. Hipóteses.....	25
5. Referencial teórico.....	26
5.1. Panorama geral.....	26
5.2. Sistema de lodo ativado	27
5.3. Reator em bateladas sequenciais	28
5.4. Sistemas de biomassa granular aeróbia	30
5.4.1. Mecanismos de granulação aeróbia	30
5.4.2. Grupos microbianos envolvido no processo de granulação	33
5.4.3. Remoção de matéria orgânica e nutrientes em grânulos aeróbios.....	37
5.5. Determinação da concentração de OD	42
5.5.1. Lodo ativado convencional	42
5.5.2. Lodo granular aeróbio.....	45
5.6. Sedimentabilidade de lodo	47
5.7. Vantagens da biomassa granular.....	49
6. Metodologia geral	52
6.1. Localização da pesquisa	52
6.2. Sistema experimental.....	53
6.3. Condições operacionais	55
6.4. Monitoramento	58
6.4.1. Análises físico-químicas	58
6.4.2. Características mecânicas do lodo	60
7. Resultados e Discussão	66
7.1. Material orgânico.....	66
7.2. Biomassa	67
7.2.1. Concentração de Sólidos.....	67
7.2.2. Sedimentabilidade	71

7.2.3. Índice volumétrico de lodo (IVL)	73
7.2.4. Granulometria	75
7.3. Material nitrogenado.....	79
7.4. Ortofosfato	85
8. Conclusões	89
REFERÊNCIAS	91

1. Introdução

Os numerosos estudos sobre tratamento de resíduos líquidos, em geral, combinam uma busca por alternativas que sejam eficientes do ponto de vista de tratamento e economicamente viáveis. Aplicar um processo de tratamento que atenda aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação, sem que para tanto sejam demandados altos investimentos de material, equipamentos ou de mão de obra é a condição ideal para as estações de tratamento de esgoto.

O lançamento indiscriminado de efluentes ricos em nutrientes, tem contribuído para o processo de eutrofização de corpos aquáticos receptores, causando o crescimento excessivo de algas. Nestas circunstâncias, o ecossistema aquático sofre um desequilíbrio, ocasionado pela alteração da qualidade da água, tendo como consequência imediata o consumo de oxigênio dissolvido (OD) do meio (DE FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007; HU *et al.*, 2013; COSTA *et al.*, 2018).

Com mais de um século de aplicação, o tratamento biológico vem se mostrando uma alternativa viável para o tratamento de águas residuárias. Devido a sua versatilidade, os reatores aeróbios, principalmente os sistemas de lodos ativados, tem tido grande aplicabilidade no tratamento de esgoto doméstico. Muito têm sido os avanços nesta área, porém, este tema nunca foi tratado como um conhecimento consolidado, haja vista que a cada dia surgem novos conhecimentos que o aprimoram. Esses avanços propiciam desenvolvimentos importantes, principalmente quanto as estratégias para remoção de material orgânico, nitrogênio e remoção e recuperação de fósforo, responsáveis pelo processo de eutrofização de corpos aquáticos receptores (DEZOTTI *et al.*, 2011).

Diversos tipos de tratamento biológico têm sido utilizado na remoção de nutrientes, no entanto, quando se deseja aplicar estas alternativas de tratamento em escala real tem sido observado que essas apresentam desvantagens em aplicações reais, haja vista que a depender das características finais do efluente que se deseja obter é necessário a utilização de diferentes reatores para as etapas individuais de nitrificação, desnitrificação e recuperação de fósforo; recirculação de efluente ou by-pass de afluente para manutenção do material orgânico dos reatores de desnitrificação; controle mais complexo dos parâmetros operacionais e elevado custo associado à implantação e operação dos sistemas (BARROS *et al.*, 2019).

Dois importantes avanços do tratamento biológico foi a aplicação do regime de bateladas sequenciais proposto por Irvine e Busch (1979), em vez do tradicional regime de fluxo contínuo e a geração de lodo granuloso aeróbio por Morgenroth *et al.* (1997), em vez do convencional lodo floculento. No presente trabalho investiga-se principalmente a possibilidade de melhorar o desempenho dos sistemas de lodos ativados mediante a aplicação destas inovações.

Convencionalmente os sistemas de lodos ativados são operados em regime de fluxo contínuo, não requerendo controle das etapas do processo de tratamento. Neste, um reator ou uma série destes recebem continuamente afluente bruto a ser tratado. Entretanto, o tratamento em forma de bateladas sequenciais (Reator em Batelada Sequencial - RBS), conseguem agrupar em um único tanque todas as unidades da operação do tratamento convencional (decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária), reduzindo a área de instalação dos reatores e otimizando as etapas do processo (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; VON SPERLING, 2001).

No contexto da utilização dos reatores RBS, principalmente para remoção eficiente de nutrientes, os processos de reação são concebidos em fases diferentes em cada ciclo de tratamento, todavia estudos têm revelado que alguns processos, a exemplo da nitrificação-desnitrificação e da biodesfosfatação, também podem ocorrer simultaneamente em um único reator, seja devido à ocorrência de micro zonas anóxicas/aeróbias no lodo, devido à presença de macro zonas anóxicas/aeróbias dentro do reator biológico ou ainda devido à presença de novos microrganismos que realizem estes processos simultaneamente (JU *et al.*, 2007).

Uma nova vertente para os reatores RBS, que ganha espaço nas pesquisas científicas em todo o mundo e que tem se mostrado como uma tecnologia promissora no tratamento de efluentes é a formação de lodo granular aeróbio (LGA). Esta tecnologia é baseada na rápida sedimentação de biofilmes auto imobilizados com formato esférico, chamados grânulos, obtidos pela auto agregação de microrganismos (WEISSBRODT *et al.*, 2013).

Com a formação dos grânulos, surgem camadas e nichos microbiológicos (zona aeróbia na camada externa e anóxica/anaeróbia nas camadas internas), resultantes do gradiente de oxigênio e substrato que se forma entre a superfície e o interior do grânulo. Estas camadas possibilitam a remoção simultânea de carbono, nitrogênio e fósforo de águas residuárias, ocorrendo todas as conversões dentro da própria biomassa granular (BASSIN *et al.*, 2019).

Esse tema tem se mostrado muito atrativo, principalmente no que tange o tratamento de águas residuárias domésticas e de alta carga orgânica, biorremediação / biotransformação de poluentes aromáticos tóxicos, tratamento de efluentes industriais, entre outros (ROLLEMBERG *et al.*, 2018), devido as inúmeras vantagens que os grânulos aeróbios proporcionam ao sistema de tratamento, quando comparado aos flocos dos sistemas convencionais de lodos ativados, dentre as quais, citam-se: melhor sedimentabilidade, remoção simultânea de fósforo e nitrogênio e capacidade de suportar variações de cargas orgânicas (ZHU *et al.*, 2013).

Dentro desse contexto o presente estudo buscou verificar o comportamento de quatro investigações experimentais, as quais divergiram em relação a concentração de oxigênio dissolvido fornecida ao meio e em relação aos tempos de reação dos sistemas RBS, visando à remoção de material orgânico, nitrogênio e fósforo, assim como a obtenção de lodo granular aeróbio, a partir do tratamento de esgoto doméstico em condições naturais na zona tropical.

2. Justificativa

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, em 2020 o Brasil coletou 6,0 bilhões de m³ de esgoto (volume de esgotos coletado pelos prestadores de serviço participantes do SNIS-AE 2020) e do volume coletado 4,8 bilhões de m³ são tratados e quase invariavelmente com tratamento parcial, originando um déficit de tratamento de 20%.

Os sistemas de tratamento de esgoto precisam minimamente garantir a eficiência na remoção de matéria orgânica e de nutrientes (nitrogênio e fósforo), para atender as legislações vigentes. Em nível de Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da resolução N^o 430/2011, estabelece condições e padrões para o lançamento de efluentes em corpos aquáticos receptores, aos quais as estações de tratamento devem atender, evitando assim a eutrofização dos mesmos. Em adição à esta resolução, muitos estados estabelecem normas estaduais mais restritivas do que a resolução do CONAMA.

O sistema biológico de lodos ativados apresenta-se como o sistema mais difundido quando se deseja atender a tais requisitos, uma vez que possui alta eficiência na remoção dos componentes indesejáveis do esgoto, fornecendo um efluente de alta qualidade para lançamento ou como alternativa para reuso de água. Entretanto, algumas condicionantes associadas ao sistema convencional de lodos ativados podem limitar ou dificultar a utilização deste tipo de tratamento, entre eles o elevado consumo energético e o alto custo de construção e operação. Por esse motivo, a busca por melhorias que resultem em um sistema mais compacto, eficiente e que reduza os custos operacionais, através do uso tecnológico e da aplicação de estudos e modelos teóricos, são de suma importância para a otimização deste processo.

Reatores operados em bateladas sequenciais associados ao processo de granulação aeróbia tem sido objetivo de diversas pesquisas científicas e apresentam vantagens em comparação aos reatores operados com lodo floculento, dentre as quais, citam-se: melhor sedimentabilidade, remoção simultânea de fósforo e nitrogênio e capacidade de suportar variações de cargas orgânicas (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2006; DEVLIN *et al.*, 2017; PRONK *et al.*, 2015; WAGNER; DA COSTA, 2013; XAVIER *et al.*, 2018).

Os estudos referentes à granulação aeróbia de lodo, em sua maioria, têm apontado para utilização de sistemas em escala reduzida, tratando esgoto sintético. Contudo, a aplicação de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico e em maiores escalas ainda é limitada, fazendo-se necessário a ampliação dos estudos neste aspecto. Deste modo, a presente pesquisa pretendeu avançar com a otimização dos sistemas de lodos ativados operados em bateladas sequenciais, principalmente no conhecimento do processo gradual de granulação aeróbia, sem adição de inóculo, por meio da avaliação das características mecânicas da biomassa associadas às eficiências de tratamento.

Para tanto, um reator RBS em escala piloto foi operado visando obter um sistema eficiente no tratamento do esgoto buscando a obtenção de grânulos aeróbios. Optou-se pela alimentação com esgoto doméstico natural, em vez de efluente sintético, de forma a proporcionar uma condição real de tratamento.

3. Objetivos

3.1. Geral

Avaliar o processo de granulação de lodo aeróbio (LGA) em reatores operados em bateladas sequenciais, submetidos a diferentes condições operacionais, variando a concentração de oxigênio dissolvido, utilizando esgoto doméstico como afluente e utilizando o teste de sedimentabilidade dinâmica como parâmetro adicional para determinação da granulação do lodo.

3.2. Específicos

São os seguintes os objetivos específicos:

- I. Avaliar a formação e utilização de lodo ativado granular no tratamento de esgoto doméstico em relação às suas propriedades biológicas e mecânicas;
- II. Avaliar a eficiência de sistema RBS quanto à nitrificação e desnitrificação simultânea em sistemas utilizando lodo floculento e lodo granular;
- III. Avaliar a remoção de fósforo de esgoto doméstico a partir de sistema RBS com lodo granular aeróbio.

4. Hipóteses

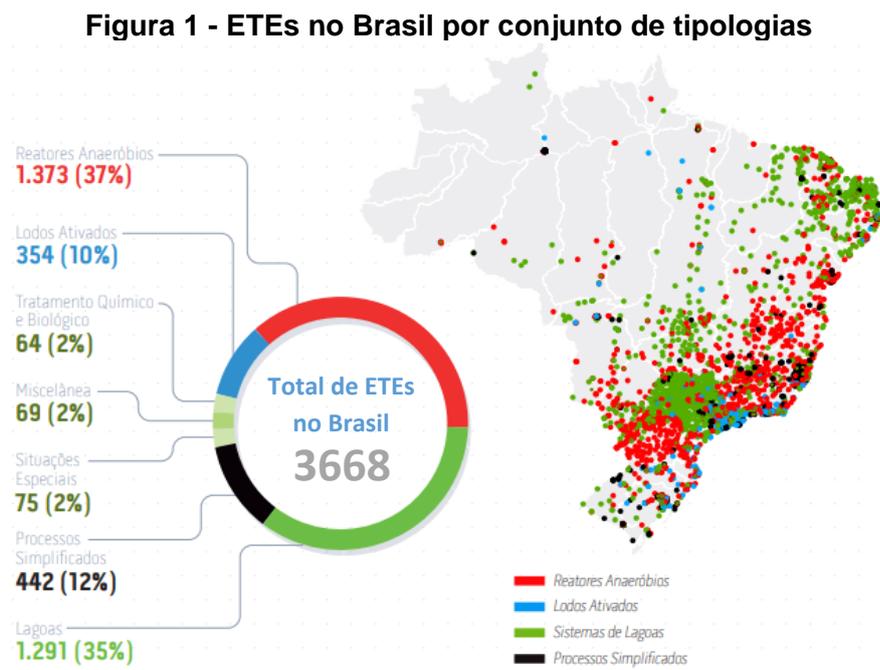
- A formação de lodo granular aeróbio com sistema RBS tratando esgoto doméstico natural é mais complexa e requer maior tempo de estabilização, quando comparado aos sistemas tratando esgoto sintético;
- Os sistemas operados com lodo granular aeróbio apresentam maior eficiência de remoção de material orgânico e nutrientes do que os tratamentos convencionais de lodo ativado operados com lodo floculento;
- Os sistemas LGA apresentam alta concentração de sólidos com elevada capacidade de sedimentação, favorecendo a redução no tempo dos processos sem comprometimento da eficiência no tratamento e, portanto, elevando a capacidade volumétrica tratada;
- O IVL, embora seja um teste de rápida execução, não apresenta a mesma capacidade de descrição da operação de sedimentação quando comparado com a execução do teste de sedimentabilidade dinâmica.

5. Referencial teórico

5.1. Panorama geral

Ao passo que se amplia o desenvolvimento das cidades, a demanda por água e a geração de resíduos também acompanham este crescimento, mas os investimentos e inovações tecnológicas do saneamento básico nem sempre segue o mesmo ritmo. Segundo a Organização Mundial de Saúde - OMS (2015), 2,4 bilhões de pessoas no mundo vivem sem saneamento adequado, 34% da população mundial. No Brasil, com base no Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos realizado pelo SNIS (2020), quase 100 milhões de brasileiros ainda não tem acesso à coleta de esgoto, sendo 55% a parcela da população total (urbana e rural) que foi efetivamente atendida por rede coletora de esgoto (com ou sem tratamento). Quanto ao tratamento, 4,8 bilhões de m³ de esgoto foram tratados em 2020, o que representa apenas 50,8% dos esgotos gerados no país (SNIS, 2020).

Tendo em vista a diversidade de sistemas de tratamento, a Agência Nacional das Águas – ANA, realizou a atualização da base de dados das estações de tratamento de esgotos (ETEs) no país, Figura 1.



Fonte: ANA, (2020).

Através da base de dados da ANA, referente às ETEs, verifica-se que os reatores anaeróbios apresentam maior utilização, devido a seu baixo custo de operação, todavia estes são limitados quanto a remoção de material orgânico e de nutrientes.

Os sistemas de lagoas é a segunda tipologia mais difundida no país, porém estas têm os mesmos problemas que os sistemas anaeróbios e ainda demandam grandes áreas de instalação, o que inviabiliza a sua utilização em grandes centros urbanos.

Quando se necessita de um tratamento que produza um efluente de elevada qualidade e que a este esteja associado a baixa demanda de espaço de instalação, os sistemas de lodos ativados são os mais utilizados. Embora esse sistema possa demandar um maior consumo de energia elétrica, devido a aeração artificial e em relação as duas primeiras opções de sistema, este tipo de processo apresenta-se em terceiro lugar como opção de ETE do banco de dados da ANA. Todavia internacionalmente lodo ativado é o sistema de mais ampla aplicação, especialmente em regiões de clima frio ou moderado (OKOH, *et al.*, 2007; VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012).

5.2. Sistema de lodo ativado

O sistema de lodo ativado foi originalmente desenvolvido na Inglaterra no início do século XX, quando o país passava por problemas urgentes de poluição da água, devido à população densa e à indústria avançada. Em 1914 os pesquisadores Ardern e Lockett realizaram experimentos em escala de laboratório na estação de tratamento de águas residuais de Manchester – Davyhulme, onde diferentes amostras de águas residuárias foram aeradas em garrafas de vidro e após a decantação o sobrenadante era retirado e o sedimento deixado na garrafa, para um próximo ciclo de tratamento. Os pesquisadores descobriram que a quantidade do sedimento aumentou com o aumento do número de lotes, ao passo que o tempo de aeração necessário para a "oxidação total" do esgoto foi reduzido. Assim o sedimento formado durante a aeração do esgoto foi chamado de lodos ativados por sua aparência e atividade (JENKINS; WANNER, 2014).

Existem diversas variantes dos processos envolvidos no tratamento de esgoto com lodos ativados, sendo as principais e mais utilizadas divididas quanto à idade do

lodo ou tempo de retenção celular: lodo ativado convencional (4 a 10 dias) e aeração prolongada (18 a 30 dias); quanto ao fluxo: fluxo contínuo e fluxo intermitente (batelada); quanto ao afluente à etapa biológica do sistema de lodos ativados: esgoto bruto, efluente de reator anaeróbico, efluente de outro processo de tratamento; quanto ao tipo de lodo: flocofento e granulado; e também quanto a separação sólido/líquido: utilização de decantador secundário nos sistemas convencionais, etapa de sedimentação e descarte nos sistemas em bateladas, e separação por membranas submersas no sistema MBR - Membrane BioReactors, em inglês, (VON SPERLING, 2002; JUDD, 2010; ROLEMBERG, *et al.*, 2020).

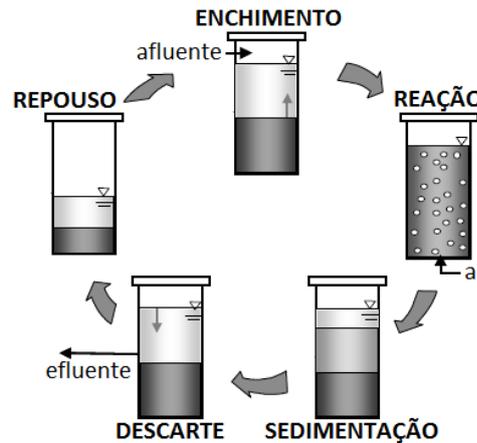
O lodo ativado é a parte constituída pelos sólidos em suspensão no licor misto (conteúdo) de um reator biológico aeróbico, este é gerado a partir da síntese de material orgânico do afluente, através de diversos microrganismos (bactérias, fungos e protozoários), e também se compõe de material orgânico não biodegradável (lodo inerte e resíduo endógeno) e material inorgânico (sais inorgânicos, silte, argila) (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999).

Este tipo de sistema é caracterizado pela formação de uma cultura mista de biomassa suspensa que cresce e remove material orgânico e nutrientes do afluente. A seleção e o crescimento de microrganismos capazes de converter os poluentes e a separação eficiente desses organismos do efluente tratado são os principais responsáveis pela eficiência do sistema de lodos ativados (DE KREUK, 2006).

5.3. Reator em bateladas sequenciais

Historicamente os sistemas de lodos ativados de fluxo contínuo (sistema convencional) têm sido utilizados em estações de tratamento de esgoto em todo o mundo. Nos últimos anos a utilização de lodos ativados em sistemas bateladas sequenciais têm sido recorrentes. O RBS teve os primeiros estudos conduzidos por Irvine e Busch (1979), consistindo no tratamento biológico de águas residuárias através de sucessivos ciclos de funcionamento, Figura 2.

Figura 2 - Configuração típica de um ciclo de um RBS



Fonte: DE KREUK, (2006) (Adaptado).

O RBS tornou-se uma alternativa viável em relação aos sistemas convencionais de lodos ativados (AL-REKABI *et al.*, 2007) não somente pelos avanços tecnológicos e as constantes melhorias dos equipamentos e instrumentos utilizados para otimização do reator, especialmente no que se refere aos dispositivos de aeração e controle operacional do sistema, mas também por incorporar todas as unidades de processos e operações do reator de fluxo contínuo em uma mesma unidade de tratamento, Quadro 1.

Quadro 1 - Comparativo entre os sistemas de lodos ativados RBS e convencional

Sistema RBS	Sistema Convencional
Reator único	Sistema em série
Possibilidade de granulação	Maior aplicação com lodo flocofento
Alta sedimentabilidade	Sedimentabilidade lenta
Constante de utilização de substratos (material orgânico e amônia) elevada	Constante de utilização menor
Aeração por etapa	Aeração contínua
Incorporação de instrumentos de controle	Sem flexibilidade de controle do processo
Adequação as cargas volumétricas afluente	Fluxo contínuo sem controle de carga

A grande aplicabilidade dos sistemas RBS se dá devido a sua flexibilidade e possibilidade de adequação, para fornecer um tratamento secundário avançado com remoção de material orgânico (Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO) e Sólidos Suspensos Totais - SST, nitrificação, desnitrificação, remoção biológica de fósforo e separação sólido/líquido por meio da sedimentação, se adaptando às necessidades

da qualidade dos efluentes (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999; SOUSA; FORESTI, 2001; VON SPERLING, 2001; MAHVI, 2008).

Os RBS's também são muito úteis quando há limitação de área disponível para instalação e possuem um menor custo de instalação, quando comparado aos sistemas de fluxo contínuo (MAHVI, 2008).

Em virtude das exigências sobre a qualidade dos efluentes tratados, os sistemas de tratamento estão se tornando cada vez mais complexos, com rendimento cada vez maior (VANROLLEGHEM; LEE, 2003).

A utilização de sistemas RBS tem favorecido esse avanço, haja vista que a partir da utilização de instrumentos de medição e controle das operações do reator é possível verificar o estágio de cada etapa do ciclo de tratamento, tornando cada batelada específica para as características do afluente a ser tratado.

5.4. Sistemas de biomassa granular aeróbia

A evolução dos sistemas de lodos ativados tem apontado para a utilização de lodo granular aeróbio, o qual vem sendo objeto de diversas pesquisas científicas no mundo.

Embora Lettinga *et al.* (1980) já tivessem descoberto o lodo granular anaeróbio, através de sistemas de tratamento anaeróbio de manta de lodo (UASB), o desenvolvimento de grânulos aeróbicos foi relatado pela primeira vez por Mishima e Nakamura (1991), em um reator de manta de lodo aeróbio contínuo de fluxo ascendente, usado para tratamento de esgoto municipal, porém só em 1997 Morgenroth *et al.* (1997) fizeram os primeiros registros de LGA em reatores em RBS.

A aplicação do sistema de grânulos aeróbios para o tratamento de efluentes tem se mostrado muito atrativa, visto as suas vantagens em comparação aos sistemas convencionais de lodos ativados: tanto as propriedades mecânicas (alta velocidade de sedimentação) como as propriedades biológicas (constante de utilização) são superiores (QIN *et al.*, 2004; LIU *et al.*, 2014).

5.4.1. Mecanismos de granulação aeróbia

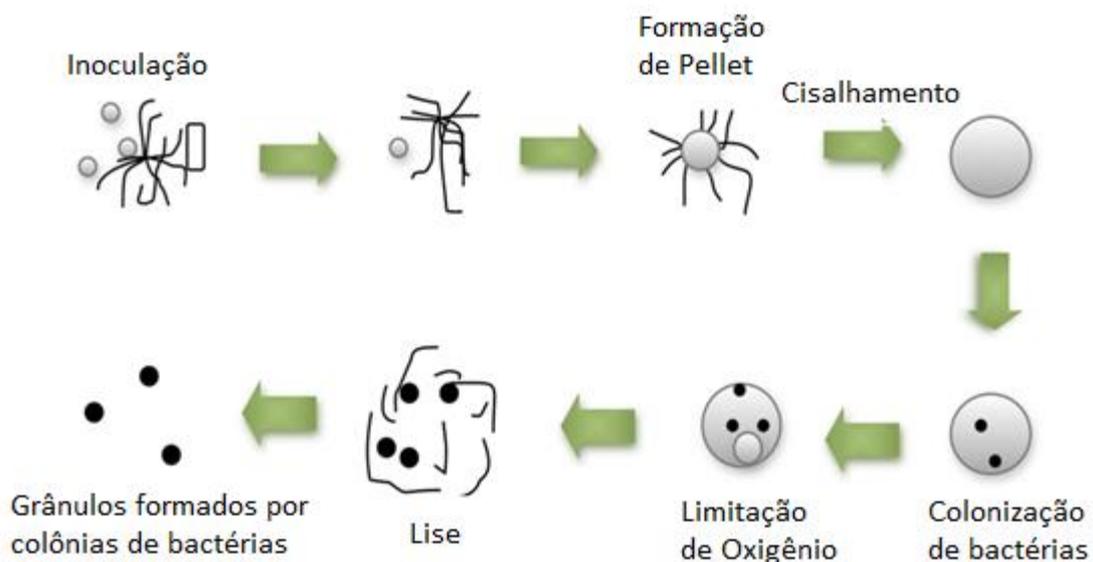
Segundo Liu e Tay, (2004) a biogranulação envolvem fenômenos biológicos, físicos e químicos, onde, através da auto imobilização de microrganismos, as

bactérias, que naturalmente não se agregam devido às forças eletrostáticas repulsivas e às interações de hidratação entre elas, formam densos consórcios microbianos repletos de diferentes espécies bacterianas, que desempenham papéis diferentes na degradação dos resíduos.

Beun *et al.* (1999) afirmam que após a inoculação de um reator com lodo bacteriano ocorre uma predominância de fungos no sistema, formando pellets de micélios com ótima sedimentabilidade. Devido às bactérias não possuírem esta mesma propriedade dos fungos, estas são quase que completamente expulsas do reator, fazendo com que agregados filamentosos formados por fungos sejam predominantes no sistema. Através das condições hidrodinâmicas impostas ao reator, ocorre o cisalhamento destas partículas, tornando-as mais compactas.

Os agregados crescem até atingir diâmetros de 5- 6 mm, quando limitações de oxigênio no interior destes, fazem com que ocorra a lise e estes agregados, com colônias de bactérias já grandes, passam a ser matrizes de imobilização para novos grânulos, permitindo a fixação e o crescimento de novas colônias de bactérias, as quais formam os primeiros grânulos, que posteriormente serão dominantes no sistema, Figura 3.

Figura 3 - Mecanismo de granulação aeróbia



Fonte: BEUN *et al.* (1999).

Pesquisas (LIU *et al.*, 2004; ROLLEMBERG *et al.*, 2018; XAVIER *et al.*, 2018) tem mostrado que o processo de granulação aeróbia é influenciado por alguns fatores operacionais, entre eles:

- Composição do substrato e carga orgânica;
- Estratégia de alimentação (regime de festa-fome);
- Configuração do reator e características hidrodinâmicas (força de cisalhamento hidrodinâmico);
- Concentração de oxigênio dissolvido;
- Tempo de estabilização;
- Relação de troca volumétrica;
- Intensidade de aeração;
- pH;
- Temperatura.

Embora todos esses fatores influenciem as propriedades dos grânulos, alguns parâmetros de cultivo de LGA são estabelecidos através de uma “seleção por pressão”, onde condições de estresse são impostas a biomassa, fazendo com que esta seja selecionada no reator.

Segundo Rollemberg *et al.* (2020), um fator chave para a granulação aeróbia, quando se considera o método de seleção por pressão, é o tempo de sedimentação do lodo. O curto tempo de sedimentação (< 10 min) favorece a remoção de lodo filamentoso do reator, descartando a biomassa com velocidade mínima de sedimentação. Ainda segundo Rollemberg *et al.* (2020), nos reatores de LGA em escala plena usualmente tem sido observado tempo de sedimentação inferior a 30 minutos.

Para Qin *et al.* (2004), os parâmetros mínimos que devem ser seguidos para obtenção de grânulos são:

- Estabelecimento de tempos distintos de festa/fome, que é disponibilidade em excesso de substrato e posteriormente a ausência deste. Estes períodos de festa/fome implicam na operação do sistema em regime de bateladas;
- Curto tempo de sedimentação, para expulsar a biomassa floculenta;
- Alta intensidade de aeração, para favorecer o cisalhamento das partículas e a formação de grânulos arredondados.

Diversos estudos com lodo granular aeróbio apontam que a temperatura ambiente (20–25°C) na zona tropical é ideal para favorecer a granulação do lodo. De Kreuk *et al.* (2005a) observaram que o início de um reator em escala de laboratório a 8°C resultou em crescimento de organismos filamentosos e estruturas irregulares, levando à eliminação da biomassa, pela instabilidade do reator. Assim, em regiões de clima quente a granulação é possível em todos os meses do ano, porém em regiões frias é preferível que o início de um novo sistema ocorra no verão, quando a temperatura é alta e o processo de formação do lodo é mais rápido.

5.4.2. Grupos microbianos envolvido no processo de granulação

Os grânulos aeróbicos podem ser desenvolvidos com culturas mistas ou culturas microbianas definidas, bem como com fungos, sendo a estrutura microbiana dos grânulos dependente do tipo de substrato utilizado para alimentação do sistema e depende de fatores como o inóculo, a composição química, a concentração de OD e tamanho dos grânulos. Em geral, um grânulo pode conter bactérias de degradação de matéria orgânica (heterotróficas), nitrificantes e desnitrificantes, bem como bactérias anaeróbicas (ANAMMOX, metanogênicas, etc.) se os grânulos forem desenvolvidos com esgoto ou água residual similar (GAO *et al.* 2011).

Os diversos grupos microbianos envolvidos nos processos utilizando lodo aeróbio granular podem variar mediante as condições operacionais impostas ao sistema. Deste modo, para selecionar alguma espécie específica é necessário manipular as condições operacionais que favoreçam o desenvolvimento das espécies desejadas para um determinado processo. Alguns organismos, a exemplo das bactérias nitrificantes, mesmo sob ótimas condições de cultivo possuem crescimento mais lento, quando comparado ao crescimento de microrganismos heterotróficos, e precisam de condições específicas para que se desenvolvam mais rapidamente e influenciem de forma favorável a qualidade do grânulo gerado (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004; LIU; TAY, 2004).

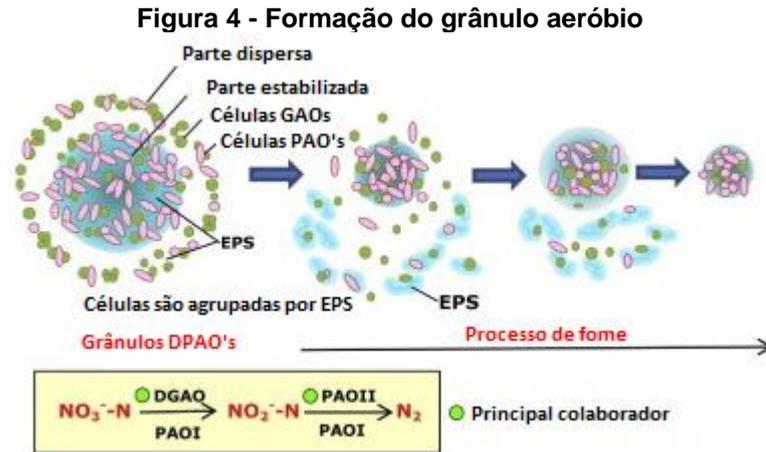
Além dos microrganismos de crescimento lento, PAOs, principalmente do tipo *Accumulibacter* spp., *Rhodocyclus* spp. e *Enterobacter* spp, os GAOs foram identificados por De Kreuk e Van Loosdrecht (2004) como auxiliares da formação e estabilização do granular aeróbio. Porém há competição entre estes grupos (PAOs e GAOs), pois ambos consomem os ácidos graxos voláteis (AGVs) e possuem

metabolismo semelhante. No entanto, os GAOs não são capazes de acumular fósforo, diminuindo a eficiência do sistema para a remoção de nutrientes (BASSIN *et al.*, 2012).

Na maioria dos sistemas de bateladas sequenciais de tratamento de águas residuárias se busca a remoção biológica de nitrogênio e fosfato de forma simultânea em um único reator. Esse processo se torna possível devido a existência de um grupo de organismos desnitrificadores acumuladores de polifosfatos chamados de DPAOs, os quais possuem características metabólicas semelhantes às dos PAOs, exceto pela capacidade de usar nitrato e/ou nitrito (produzido no processo de nitrificação) em vez de oxigênio como acceptor de elétron, para remover simultaneamente fosfato e nitrogênio das águas residuárias. Como fonte de carbono, estes organismos utilizam polímeros intracelulares armazenados no processo de alimentação anaeróbica (por exemplo, polihidroxialcanoatos - PHA) e não requerem a adição de um substrato externo (BASSIN *et al.*, 2012).

O sistema também pode desenvolver organismos desnitrificantes que acumulam glicogênio (DGAOs), que possuem comportamento similar aos DPAOs, todavia não auxiliam na absorção do fosfato. Segundo Carta *et al.* (2001), a presença de DPAOs e DGAOs levam à granulação total do lodo aeróbio, porém ambos são considerados organismos de crescimento lento.

Flowers *et al.* (2009) identificaram que os organismos *Accumulibacter*, frequentemente identificados como os principais organismos acumuladores de polifosfatos, apresentam uma rica diversidade e pode ser organizada em dois tipos principais (I e II). O PAOI pode reduzir o nitrato e executar a remoção anóxica de fósforo simultaneamente e o nitrito produzido por eles pode ser reduzido a N₂. Já o PAOII só pode usar nitrito, mas não o nitrato, como aceitadores de elétrons, Figura 4.



Fonte: WANG, Y. *et al.* (2015) (Adaptado)

Para que haja predominância dos organismos de crescimento lento no reator é necessário que o sistema esteja configurado para priorizar o desenvolvimento destes.

A principal forma de favorecer este crescimento é através da realização da alimentação do sistema por um longo período anaeróbio seguido por um período de reação aeróbica, deste modo predominam-se os organismos PAOs e GAOs. Caso após o período de alimentação proceda um período de reação anóxica os organismos DPAOs e DGAOs serão beneficiados (ROLLEMBERG *et al.*, 2018).

Devido à dinâmica dos processos biológicos de tratamento de águas residuárias, os microrganismos envolvidos experimentam mudanças rápidas nas condições de disponibilidade de nutrientes (regime de festa/fome em relação à fonte de carbono). Esse regime de festa/fome é responsável pela produção dos polímeros de armazenamento, como glicogênio e polihidroxialcanoatos, que atuam como um tampão para o substrato que é absorvido, mas não usado diretamente para o crescimento. Quanto maior for a capacidade dos microrganismos de armazenarem substrato durante o período da festa e subsequentemente usá-los para crescimento, maior será a capacidade competitiva destes no reator (CARTA *et al.*, 2001).

A partir da aplicação de um regime de festa/fome ao sistema RBS a taxa máxima de desenvolvimento dos microrganismos de crescimento rápido (OHO) tende a ser diminuída, especificamente durante a fase com pouca disponibilidade de substrato (fome). Deste modo, no período de alimentação anaeróbica, antes da fase de reação aeróbica/anóxica, ocorre o consumo do substrato facilmente biodegradável e/ou a conversão de substrato por bactérias de crescimento relativamente lento,

sendo estas condições ideais para se conseguir uma granulação estável (Pronk *et al.*, 2015).

A aeração fornecida ao sistema, durante o período de reação, também pode afetar a seleção de PAOs e GAOs, haja vista que tanto a redução na intensidade de aeração (He *et al.*, 2017) quanto o tempo de aeração (He *et al.*, 2018) podem inibir o crescimento de GAOs, estimulando o enriquecimento de PAOs.

Em sistemas de lodo granular aeróbico, há competição entre as bactérias anammox, oxidadoras de nitrito (BON) e entre as bactérias oxidadoras de amônia (BOA), essa competição é de relevância para a seleção da população desejada. Para Winkler *et al.* (2011), baixas concentrações de oxigênio favorecem as BOA em detrimento das BON, porém quando há limitação de oxigênio nos sistemas LGA, todos os três grupos de bactérias (BOA, BON e Anammox) crescem aglomerados em um grânulo compacto.

Os principais grupos microbianos funcionais e suas reações, apresentados nos grânulos aeróbicos, podem ser verificados na Tabela 1.

Tabela 1 - Grupos microbianos e principais reações envolvidas em sistemas AGS

Grupos	Reação	Abreviação	Doador de elétrons	Aceptor de elétrons	Produtos
Organismos heterotróficos comuns	Remoção de DQO	OHO	Matéria orgânica	O ₂	CO ₂ , H ₂ O
Organismos nitrificantes	Nitrificação	BOA	NH ₄ ⁺	O ₂	NO ₂ ⁻
	Nitratação	BON	NO ₂ ⁻	O ₂	NO ₃ ⁻
	Nitificação completa	COMAMMOX	NH ₄ ⁺	O ₂	NO ₃ ⁻
Organismos acumuladores de polifosfato	Remoção de fósforo	PAO	Matéria orgânica	O ₂	CO ₂ , H ₂ O
Organismos acumuladores de glicogênio	Remoção de DQO	GAO	Matéria orgânica	O ₂	CO ₂ , H ₂ O
Organismos heterotróficos desnitrificantes	Desnitrificação	DOHO	Matéria orgânica	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	N ₂ , N ₂ O, NO, NO ₂ ⁻
	Desnitrificação e remoção de fósforo	DPAO	Matéria orgânica	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	N ₂ , N ₂ O, NO, NO ₂ ⁻ , PO ₄ ³⁻
	Desnitrificação e acúmulo de glicogênio	DGAO	Matéria orgânica	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	N ₂ , N ₂ O, NO
Organismos anaeróbios autotróficos	Oxidação anaeróbica de amônio	Anammox	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	N ₂ , N ₂ O, NO ⁻

Anammox, oxidação anaeróbica de amônio; BOA, bactérias oxidantes de amônia; COMAMMOX, oxidante completo de amônia; DGAO, organismos desnitrificantes que acumulam glicogênio; DOHO, organismos heterotróficos comuns desnitrificantes; DPAO, organismos desnitrificantes que acumulam polifosfatos; GAO, organismos acumuladores de glicogênio; BON, bactérias oxidantes de nitrito; OHO, organismos heterotróficos comuns; PAO, organismos acumuladores de polifosfato.

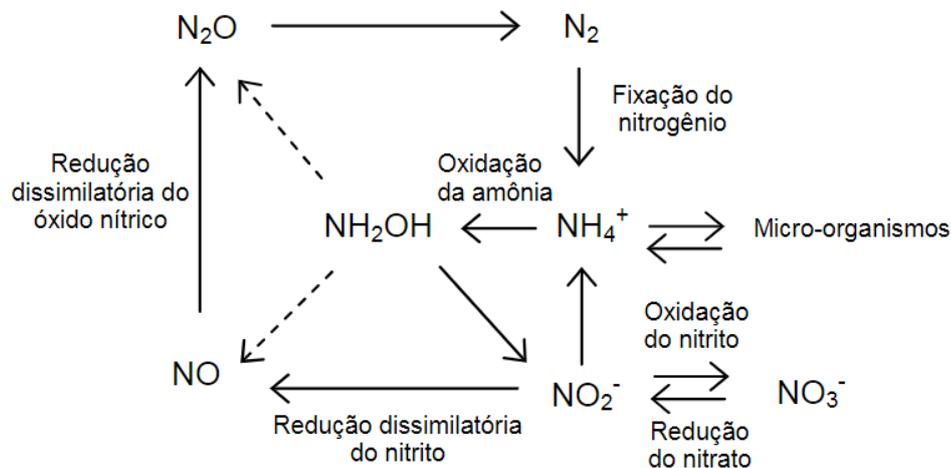
Fonte: Rollemberg *et al.* (2018)

5.4.3. Remoção de matéria orgânica e nutrientes em grânulos aeróbios

5.4.3.1. Remoção biológica de nitrogênio

Os compostos nitrogenados podem se apresentar em uma diversidade de formas e estados de oxidação, sendo o íon amônio (N-NH_4^+), o nitrito (N-NO_2^-) e o nitrato (N-NO_3^-) as formas mais identificadas (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016), Figura 5.

Figura 5 - Possíveis conversões dos compostos nitrogenados



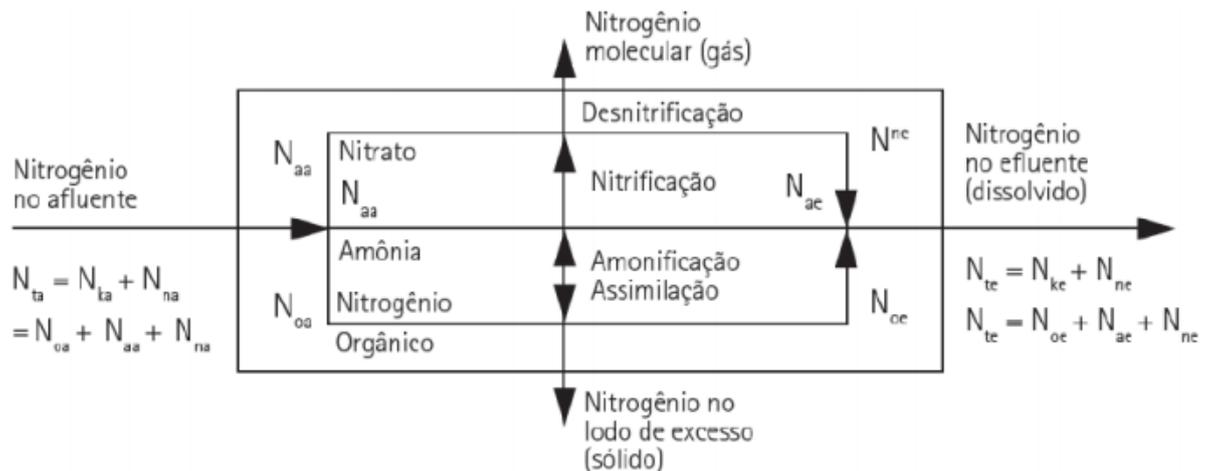
Fonte: YE; THOMAS (2001), (Adaptado)

O material nitrogenado presente em águas residuárias se compõe predominantemente de nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+) e nitrogênio orgânico (ureia, aminoácidos e outras substâncias orgânicas com o grupo amino) (HENRIQUE, 2010). As substâncias orgânicas nitrogenadas ao serem degradadas por bactérias decompositoras da matéria orgânica geram amônia através do processo de amonificação. Bactérias fixadoras de nitrogênio podem assimilar o nitrogênio gasoso presente na atmosfera e o converter em amônia (BASSIN, 2012).

Tradicionalmente a eliminação de nitrogênio em sistemas aeróbios envolve duas etapas, na primeira ocorre a nitrificação, processo pelo qual o amônio passa a nitrato em condições aeróbias, tendo o oxigênio como aceptor de elétrons, e na segunda, ocorre a desnitrificação, sendo o nitrato convertido a nitrogênio molecular, tendo o óxido nítrico (NO) e óxido nitroso (N_2O) como possíveis intermediários gasosos (YE; THOMAS, 2001).

A Figura 6 mostra as frações de nitrogênio presentes em um sistema de lodo ativado, com as reações que ocorrem no tratamento de águas residuárias.

Figura 6 - Formas e reações do material nitrogenado no sistema de lodo ativado



Fonte: VAN HAADEL; MARAIS (1999)

Convencionalmente, o processo empregado para remoção de nitrogênio são os sistemas biológicos de nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica (ZHANG *et al.*, 2015). Nesse processo atuam comunidades de bactérias distintas, dividindo-se o processo em duas etapas principais: nitrificação e desnitrificação. Na primeira fase da nitrificação há a conversão da amônia em nitrito, pelas BOAs e em seguida esse é consumido pelas BONs, produzindo nitrato. Ambos os processos ocorrem em condições aeróbias (JARAMILLO *et al.*, 2018; MUÑOZ *et al.*, 2009). Já na desnitrificação, sob condições anóxicas, o nitrato é então convertido novamente pelas bactérias heterotróficas em nitrito, o qual esse é oxidado para o óxido nítrico, seguido da conversão a óxido nitroso, e, finalmente, em nitrogênio molecular como produto final (JARAMILLO *et al.*, 2018; MOKHAYERI *et al.*, 2008).

Diversas configurações de sistemas de tratamento têm sido estudadas para melhorar a remoção biológica de nitrogênio, visando reduzir os principais custos de operação atrelados a esse tipo de sistema que é a necessidade de aeração na etapa de nitrificação e a presença de uma fonte de carbono orgânico para a desnitrificação, sendo esta externa ou interna (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

As condições ambientais para haver nitrificação e desnitrificação são distintas: enquanto para a nitrificação um ambiente aeróbio é necessário, na desnitrificação é fundamental um meio com concentração de oxigênio dissolvido baixa ou mesmo

inexistente. O processo convencional de nitrificação-desnitrificação foi estabelecido em compartimentos separados, onde em um reator aerado ocorre a nitrificação e em outro subsequente sem aeração ocorre a desnitrificação (HOCAOGLU *et al.*, 2011).

Todavia estudos mostram que é possível realizar os processos de nitrificação e desnitrificação simultaneamente (Simultaneous Nitrification and Denitrification – SND) em um único reator, onde condições mínimas de OD favorecem a ocorrência da nitrificação sem inibir a desnitrificação. Assim pode-se eliminar a necessidade de um reator anóxico separado (HOCAOGLU *et al.*, 2011; YANG; YANG, 2011).

Embora teoricamente a aplicação de sistemas SND seja possível em sistemas de fluxo contínuo, este tipo de configuração pode favorecer o crescimento de lodo filamentosos que deteriora as propriedades de sedimentação e a estabilidade do sistema (MARTINS *et al.*, 2003). Nesta feita, o processo de nitrificação-desnitrificação, em um único reator em batelada sequencial (RBS) se destaca pelas propriedades mecânicas do lodo, por sua flexibilidade e pela redução nos custos de instalação e operação (MARSILI-LIBELLI *et al.*, 2008), quando comparado ao processo convencional de lodo ativado, principalmente com a redução nos custos com aeração, devido ao longo período desta etapa (SINGH e SRIVASTAVA, 2011).

O processo RBS é caracterizado por uma série de etapas sequenciais no tempo, obtendo-se alternadamente períodos aeróbio e anóxico (RODRÍGUEZ; RAMÍREZ; MESA, 2011). Segundo Jamarillo *et al.* (2018) a eficiência e o consumo de energia para nitrificação e desnitrificação de um RBS dependerão das condições ambientais (pH, temperatura, OD, potencial de oxidação/redução) e operacionais (padrão de alimentação, idade do lodo, duração do ciclo) durante cada fase da reação.

O controle da concentração de OD nunca foi uma grande preocupação para sistemas convencionais de lodo ativado, além de restrições econômicas (HOCAOGLU *et al.*, 2011), no entanto, para o sistema SND, é o parâmetro fundamental para determinar os processos dominantes no reator, uma vez que elevada concentração de OD inibe a desnitrificação, ao passo que uma baixa concentração de OD causa uma limitação de oxidação da amônia (ZIELINSKA *et al.*, 2012). Assim, o ajuste do OD é visto como o principal parâmetro a ser controlado, para garantir que ambos os processos, nitrificação e desnitrificação, ocorram simultaneamente sem que haja limitação destes.

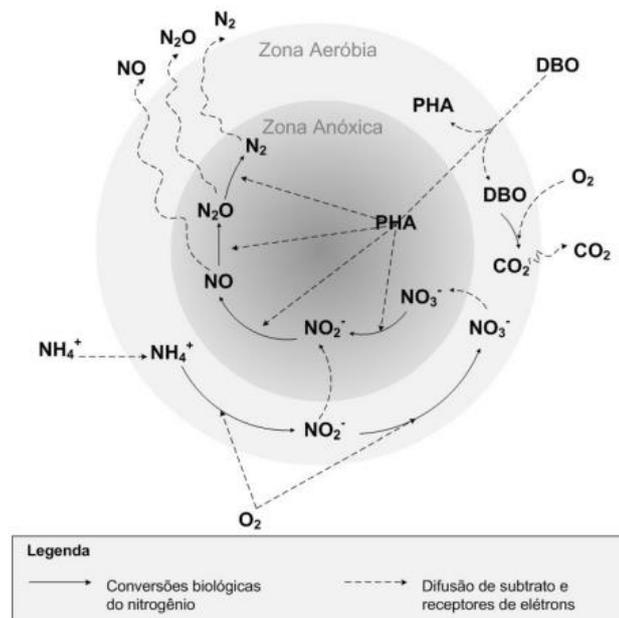
Uma nova vertente dos estudos para remoção combinada de material orgânico, nitrogênio e fósforo tem sido a utilização dos sistemas LGA (MORGENROTH *et al.*,

1997; DE BRUIN *et al.*, 2004; DE KREUK; HEIJNEN e VAN LOOSDRECHT, 2005; WAGNER; COSTA, 2015; PRONK *et al.* 2015). A limitação da difusão do oxigênio dentro do grânulo aeróbio permite a existência simultânea de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, o que permite o crescimento de bactérias aeróbias e facultativas que possibilitam a remoção conjunta destes compostos (LI *et al.*, 2005).

Este processo segue o mesmo princípio verificado em sistemas de lodo ativado convencional, os quais necessitam de tanques específicos para a remoção do nitrogênio e do fósforo, mas com a utilização de grânulos tais processos ocorrem sem a necessidade de utilização de tanques separados, pois estes ocorrem nas camadas do próprio grânulo (DE KREUK, 2006).

Na presença de matéria orgânica o mecanismo ocorre quando os produtos gerados na oxidação da amônia (nitrito ou nitrato) são difundidos para o interior dos grânulos juntamente com o substrato. Na ausência da matéria orgânica esse mecanismo ocorre quando o nitrito ou nitrato é difundido para o interior dos grânulos e são reduzidos a partir dos elétrons doados por polímeros armazenados no interior da célula, a exemplo dos polihidroxialcanoatos, Figura 7, (BARROS *et. al.*, 2019).

Figura 7 - Mecanismo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (SND) em grânulos aeróbios



Fonte: Guimarães, 2017

Para garantir a formação das distintas zonas que compõe o lodo granular aeróbio é necessário que haja a limitação da transferência do OD. A zona aeróbia,

camada mais externa do grânulo, favorece o desenvolvimento das bactérias oxidadoras de amônio e nitrito, haja vista que estas possuem maior contato com o OD do meio.

O rápido consumo do OD por parte destes organismos limita a capacidade de penetração do oxigênio para o interior dos grânulos, criando desta forma camadas anóxicas e anaeróbias, onde se verifica o desenvolvimento de organismos desnitrificantes incorporados pelas substâncias poliméricas extracelulares (BARROS *et. al.*, 2019). O nitrito e o nitrato, produzidos pelo processo da nitrificação, vão difundir em direção ao centro dos grânulos. Nessa zona, o polihidroxibutirato (PHB) está disponível para ser usado como fonte de carbono para o processo de desnitrificação. Desta forma, a remoção de nitrogênio ocorre no interior dos grânulos através do processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (DE KREUK & DE BRUIN, 2004; FIGUEROA *et al.*, 2009; WAGNER E COSTA, 2015).

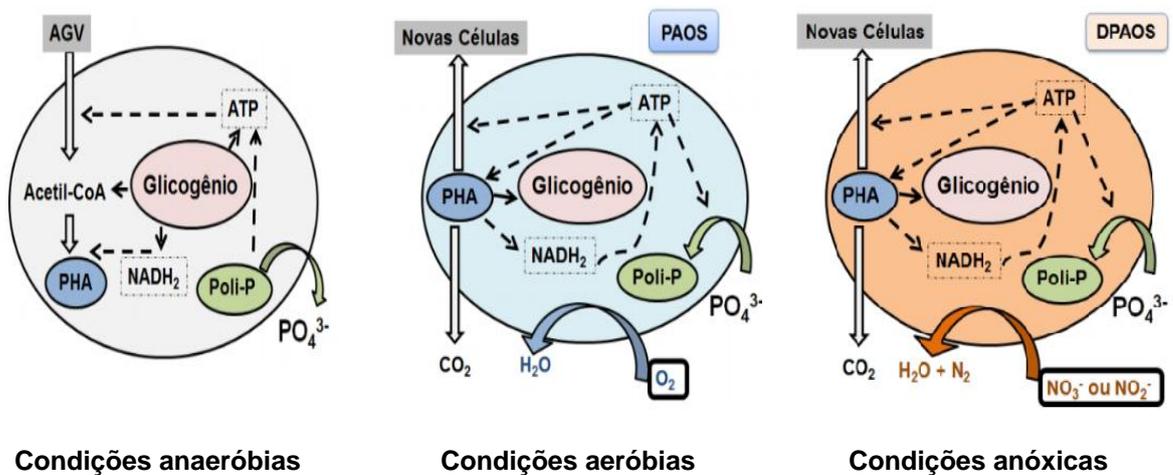
5.4.3.2. Remoção biológica de fósforo

A remoção de fósforo através de sistemas biológicos é possível a partir da existência de organismos acumuladores de polifosfato (polyphosphate-accumulating organisms - PAO), os quais sofrem seleção através de condições anaeróbias e aeróbias impostas ao sistema de tratamento. Esta remoção pode ser realizada de forma eficiente pelo processo de remoção aprimorada de fosfato (Enhanced biological phosphorus removal -EBPR). Devido à grande quantidade de fósforo armazenado dentro do lodo como poli-P, uma grande quantidade de fósforo é liberada durante os períodos anaeróbios, onde os PAO metabolizam fontes de carbono facilmente biodegradáveis (ácidos graxos voláteis – AGV, por exemplo) e os armazena como polímeros intracelulares, PHA ou, caso a fonte de carbono seja acetato, PHB. Em condições aeróbias, posterior a fase anaeróbia, caso o aceptor de elétrons esteja presente e o substrato externo tenha se esgotado, os PAO utilizam o PHA acumulado como fonte de energia para absorver o fosfato liberado, recuperar as reservas de glicogênio e polifosfato, e crescer. Com o crescimento bacteriano e o enriquecimento do lodo com polifosfato, a remoção de fósforo do sistema ocorre através da remoção de lodo de excesso (BASSIN, 2011).

A remoção de fósforo também é possível mediante a disponibilidade de alternância entre fases com zonas anaeróbias e anóxicas. Devido à presença de organismos acumuladores de polifosfato desnitrificantes (DPAO), que possuem atividade metabólica semelhante aos PAO, o nitrito e/ou nitrato atua como oxidante ao invés de oxigênio para o consumo anóxico de fosfato (SANTOS, 2014).

A Figura 8 apresenta esquematicamente o metabolismo anaeróbio, aeróbio e anóxico de PAOs.

Figura 8 - Metabolismo dos organismos acumuladores de polifosfato



Fonte: Adaptado de SANTOS (2014)

5.5. Determinação da concentração de OD

5.5.1. Lodo ativado convencional

Em um sistema com nitrificação e desnitrificação simultânea o principal objetivo é garantir que as taxas de nitrificação e desnitrificação sejam iguais, para que haja remoção do nitrato na medida em que este se forma. Normalmente, quando se opera reatores aeróbios com concentrações de OD elevadas a taxa de nitrificação é bem maior que a de desnitrificação, assim é necessária uma redução do OD no sistema para aumentar a taxa de desnitrificação, entretanto esta redução não deve ser excessiva a ponto de comprometer o processo da nitrificação.

Quando se trata de lodo ativado convencional (floculento), o valor ideal da concentração de OD para o sistema SND pode ser estabelecido empiricamente,

através da teoria de lodo ativado proposta por Van Haandel e Marais (1999). Um modelo matemático pode então ser estabelecido como referência para operação do sistema, sendo possível através dos dados do reator, das constantes cinéticas e tempos de detenção hidráulica e celular, determinar os valores das taxas de nitrificação e desnitrificação para determinada concentração de OD imposta ao sistema. Em resumo, o objetivo do modelo é determinar o valor de OD ideal, para o qual a taxa de nitrificação (r_N) seja igual à taxa de desnitrificação (r_D).

A taxa de nitrificação pode ser calculada pela expressão de Monod, reconhecendo que há limitação de oxigênio dissolvido:

$$r_N = \frac{\mu_m X_n}{Y_n} * \frac{OD}{(OD+K_o)} = r_{Nm\acute{a}x} * \frac{OD}{(OD+K_o)} \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:

r_N = Taxa de nitrificação ($\text{mg.N.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

μ_m = Taxa específica máxima de crescimento de nitrificadoras (d^{-1});

OD = Concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1});

K_o = Constante de meia saturação de nitrificadoras ($\text{mg.O}_2.\text{L}^{-1}$);

X_n = Concentração das nitrificadoras (mg.L^{-1});

Y_n = Coeficiente de rendimento das nitrificadoras (mg.SVS.mg.N^{-1}).

O parâmetro operacional mais importante para assegurar que a nitrificação funcione eficientemente é a idade de lodo. Logo, o valor mínimo para idade de lodo pode ser calculado a partir da cinética de Monod:

$$R_{sn} = \frac{1}{\mu - b_n} = \frac{1}{\frac{\mu_m OD}{k_o + OD} - b_n} \quad \text{Equação (2)}$$

Em que:

R_{sn} = Valor mínimo para idade de lodo (dia);

μ = Taxa específica de crescimento de nitrificadoras;

μ_m = Taxa específica máxima de crescimento de nitrificadoras (d^{-1});

OD = Concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1});

K_o = Constante de meia saturação de nitrificadoras ($\text{mg.O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$);

b_n = Constante de decaimento de nitrificadoras (dia^{-1});

Para a taxa de desnitrificação, Van Haandel, Kato e Von Sperling (2009) determinaram experimentalmente que esta é inversamente proporcional com o expoente da concentração de OD, Equação 3:

$$r_D = r_{D\text{máx}} \cdot e^{(-3 \cdot \text{OD})} \quad \text{Equação (3)}$$

A taxa de desnitrificação máxima pode ser determinada pela Equação 4, onde r_{Dp} é igual à multiplicação da constante de desnitrificação pela concentração de lodo ativo:

$$r_{Dp} = K_2 X_a ; K_2 = 0,1(1,08)^{T-20} \quad \text{Equação (4)}$$

Em que:

r_{Dp} = Taxa de desnitrificação associada à utilização do material lentamente biodegradável;

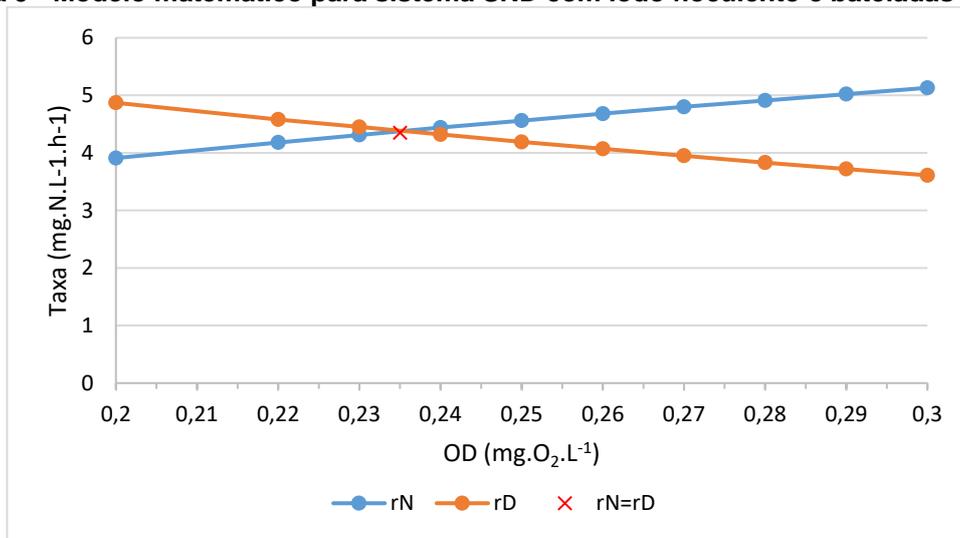
K_2 = Constante de desnitrificação para material lentamente biodegradável ($\text{mgN} \cdot \text{mg} \cdot X_a^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$);

X_a = Concentração de lodo ativo ($\text{mg} \cdot \text{SVS} \cdot \text{L}^{-1}$)

T = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

A Figura 9 é um exemplo de resultado obtido pelo cálculo das equações demonstradas no modelo matemático para um sistema RBS utilizando lodo floculento, considerando as características do esgoto doméstico de Campina Grande - PB.

Figura 9 - Modelo matemático para sistema SND com lodo flocculento e bateladas sequenciais



Com base no modelo, se no fim da batelada há nitrato então a concentração de OD faz com que a taxa de nitrificação seja mais alta que a da desnitrificação. Logo, para não haver nitrato no fim da batelada é necessário que se diminua a concentração de OD, diminuindo a taxa de nitrificação e aumentando a taxa de desnitrificação. Quando r_N for igual ou o mais próximo do r_D , ou seja, quando for encontrada a menor diferença entre as taxas o OD é a concentração adequada para garantir a simultaneidade dos processos. Se não houver nitrato, a taxa de desnitrificação é maior que a da nitrificação e neste caso pode-se aumentar a concentração de OD, acelerando então a nitrificação e desacelerando a desnitrificação. Assim, pode-se estabelecer qual a concentração que no fim da batelada deixa um residual baixo, tanto de nitrogênio amoniacal como de nitrato.

Os resultados do modelo mostram que para obter êxito com o sistema SND é necessário manter a concentração de OD constante a um valor muito baixo ($0,2 < OD < 0,3 \text{ mg.O}_2.\text{L}^{-1}$). Este valor é impraticável, haja vista que manter o controle deste parâmetro a uma concentração tão baixa requer um alto controle operacional, haja vista que o OD necessário deve ser constante enquanto a taxa de consumo de oxigênio (TCO) varia ao longo do ciclo.

5.5.2. Lodo granular aeróbio

Tendo em vista que a nitrificação é um processo que ocorre na presença de oxigênio e a desnitrificação é inibida na presença deste, condições específicas são

necessárias para que ambos os processos ocorram no mesmo reator. Nos sistemas utilizando LGA a penetração de oxigênio depende da concentração de OD disponível no líquido, assim como também do tamanho dos grânulos formados. O arranjo microbiano na forma de grânulos, apresentando camadas aeróbias, anaeróbias e anóxicas, são responsáveis por manter a remoção simultânea de nutrientes. Como o tamanho do grânulo é algo ainda difícil de ser controlado em situações reais, o controle do OD no líquido é uma estratégia viável para garantir as camadas anóxicas no grânulo (GUIMARÃES, 2017). Se o consumo de oxigênio na zona externa do grânulo for maior que o fluxo de oxigênio através desta zona, a penetração de oxigênio é limitada. Isto permite criar uma zona aeróbia externa com ocorrência de nitrificação, uma zona anóxica intermediária do grânulo onde bactérias heterotróficas realizam desnitrificação e uma zona anaeróbia em seu núcleo onde ocorre a remoção de fosfato. (SALES, 2018).

Segundo Beun *et al.* (1999) uma força de cisalhamento hidrodinâmica elevada, provocada pela intensidade da aeração, favorece o desenvolvimento de grânulos aeróbios de maior estabilidade e inibe o desenvolvimento de bactérias filamentosas. Todavia, Sturm e Irvine (2008) verificaram que o OD desempenha um papel mais significativo para a granulação do que a força de cisalhamento, já que estes não observaram a formação de grânulos em concentrações inferiores a 5 mg.OD.L^{-1} , mesmo sob alta força de cisalhamento. Para De Kreuk e Van Loosdrecht (2004) é possível formar LGA utilizando baixas concentrações de OD. No entanto, Mosquera-Corral *et al.* (2005) apontaram que embora seja possível obter grânulos aeróbios em baixas concentrações de OD eles são altamente instáveis e se desintegram com facilidade. Para Rollemberg *et al.* (2018) a concentração de OD pode ser usada para controlar um grupo de microrganismos de funções específicas, no entanto, na maioria dos estudos é difícil estabelecer uma concentração ótima de OD, uma vez que esta depende de fatores como concentração de biomassa, tamanho do grânulo, tipo de substrato e taxa de carga orgânica aplicada.

Segundo De Kreuk *et al.*, (2005) o projeto de um sistema de tratamento compacto baseia-se na possibilidade de nitrificação / desnitrificação simultânea dentro dos grânulos, que só pode ocorrer em concentrações moderadas de oxigênio. De Bruin *et al.* (2004) mostraram bons resultados em relação à remoção simultânea de DQO, N e P, quando uma fase de alimentação anaeróbica foi combinada com baixa concentração de OD (10–20% de saturação) no período aerado.

De forma geral, para obtenção de grânulos estáveis é necessário que o sistema apresente a concentração de OD no sistema maior que 50% de sua concentração de saturação, porém outros parâmetros como economia de energia e elevadas remoções nutrientes devem ser também levadas em consideração, para otimização dos sistemas LGA (ROLLEMBERG *et al.*, 2018).

5.6. Sedimentabilidade de lodo

Os sistemas de lodo ativado têm a sedimentabilidade como um parâmetro fundamental de determinação da capacidade de adensamento do lodo e da velocidade de sedimentação deste, para garantir que o efluente tratado esteja livre ou apresente reduzida concentração de sólidos em suspensão e seja descartado de forma clarificada. O desenvolvimento de grânulos aeróbios apresenta-se como ótima alternativa de separação líquido/sólido, para os sistemas de lodo ativado. Todavia, o desenvolvimento destes grânulos ainda tem sido objeto de estudo em várias pesquisas. A definição da capacidade de sedimentação, então, é adotada para fins de projeto e de monitoramento de desempenho de reatores biológicos, tendo por objetivo a otimização do processo de clarificação do efluente e a prevenção de problemas com lodo filamentosos. Neste sentido, determinar a melhor forma de estudo para determinar as características de sedimentação do lodo é de suma importância para facilitar o diagnóstico de funcionamento do sistema, principalmente se tratando de estações de tratamento em escala real.

Mohlman (1934) foi o primeiro pesquisador a desenvolver um método de determinação da sedimentabilidade do lodo, o qual denominou de índice volumétrico de lodo (IVL). Por definição ele concluiu que o IVL, expresso em mL.g^{-1} , é o volume em mililitros ocupado por 1 grama de lodo, após sedimentação de 30 minutos. Por se tratar de um teste de simples e rápida aplicação, vários estudos e estações de tratamento o utilizam para definir a qualidade da sedimentabilidade da biomassa do reator. Entretanto, os resultados dos testes podem ser influenciados pelo volume e concentração inicial de sólidos em suspensão da amostra utilizada, por essa razão o valor numérico do IVL não dá uma informação confiável deste parâmetro (DE PAULA *et al.*, 2018).

Outro método pra verificação das características de sedimentação de lodo foi proposto por Vesilind (1968), o qual definiu sedimentabilidade como a função entre a

velocidade de sedimentação em zona e a sua concentração de lodo, tendo duas grandezas mecânicas, k e v_0 , que exercem influência no comportamento da sedimentação, sendo k a constante de compressibilidade do lodo e v_0 a velocidade de sedimentação individual das partículas (VAN HAANDEL, VAN DER LUBBE, 2012), Equação (5).

$$V = V_0 \cdot e^{(-k \cdot X_t)} \quad \text{Equação (5)}$$

Em que:

V = velocidade de sedimentação em zona em qualquer tempo (VSZ) em $m \cdot h^{-1}$;

e = número ou constante de Euler ($e = 2,718281828\dots$);

X_t = concentração de sólidos em suspensão ($g \cdot SST \cdot L^{-1}$);

V_0 = constante de sedimentação em zona (velocidade de sedimentação inicial ($m \cdot h^{-1}$);

k = constante de compressibilidade ($L \cdot g^{-1}$).

Para a determinação das constantes de Vesilind, White (1975) propôs o método estático, o qual foi posteriormente melhorado por Van Haandel e Marais (1999), onde era observado o comportamento da interface lodo/sobrenadante de amostras de licor misto com diferentes concentrações de lodo em função do tempo.

Devido à pouca praticidade de execução do método estático, Leitão (2004), propôs um método dinâmico para determinação da sedimentabilidade, através da avaliação do equilíbrio entre a velocidade de sedimentação do lodo e uma velocidade ascendente de líquido imposta a uma concentração de lodo conhecida (DE PAULA *et al.*, 2018). Para determinar as constantes k e V_0 plota-se um gráfico linear de escala semi-logarítmica (base e) da velocidade de sedimentação em zona em função da concentração de lodo (mg/L), segundo a equação de Vesilind. O valor da constante k é a declividade da reta e de V_0 é o encontro da reta com o eixo das ordenadas, Equação (6).

$$\ln(v) = \ln.V_0 \cdot (-kX_t) \quad \text{Equação (6)}$$

Van Haandel e Marais (1999), analisando o comportamento das constantes de sedimentabilidade (k e V_0) do lodo ativado em sistemas convencionais (lodo

floculento), classificaram qualitativamente os mesmos em “Bom”, “Médio” e “Ruim”. Lima *et al.* (2014), objetivando avaliar a sedimentabilidade de biomassa granular em sistemas de lodo ativado e comparar aos sistemas de lodo floculento, encontraram valores médios de $k = 0,26 \text{ L.g}^{-1}$ e $V_0 = 34,97 \text{ m.h}^{-1}$, Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação das constantes (k e V_0) por Van Haandel e Marais (1999) para lodo floculento e por Lima *et al.* (2014) para lodo granular aeróbio

Parâmetros	Floculento			Granular
	Bom	Médio	Ruim	
$V_0 \text{ (m.h}^{-1}\text{)}$	11,0	9,5	6,0	34,97
$K \text{ (L.g}^{-1}\text{)}$	0,31	0,36	0,46	0,26

5.7. Vantagens da biomassa granular

A seleção de microrganismos em grânulos, em vez de flocos, resulta em uma biomassa de estrutura regular, densa e forte, com boas propriedades de sedimentação, o que permite uma alta retenção da biomassa resistente a altas cargas de águas residuárias (LIU; TAY, 2004).

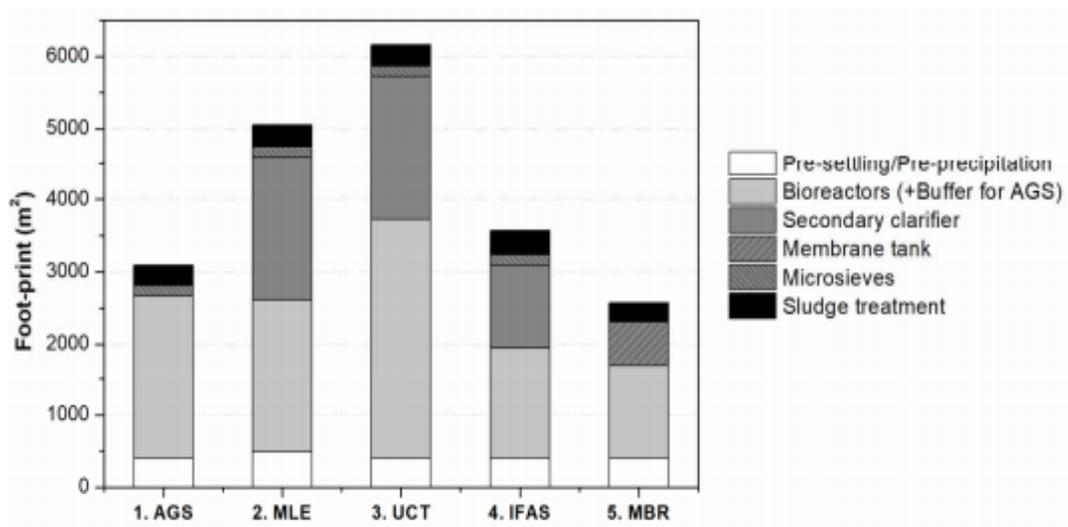
Para Dezotti; Sant’Anna Jr.; Bassin (2011), os sistemas operados com LGA apresentam várias vantagens quando comparado aos sistemas convencionais de lodo ativado, sendo caracterizados, principalmente, pela:

- Rápida separação da biomassa do efluente clarificado, devido a excelente característica de sedimentabilidade do lodo;
- Capacidade de tratamento de altas cargas orgânicas, em virtude da maior concentração de biomassa dos reatores e alto valor da constante de utilização de substrato orgânico;
- Possibilidade de ocorrência simultânea dos processos de oxidação do material orgânico, remoção de nitrogênio e fósforo, através da diferentes zonas formadas nos grânulos;
- Maior amplitude de tratamento de substâncias, devido a sua menor vulnerabilidade a compostos tóxicos;
- Ausência de material suporte para fixação do lodo; devido as colônias de bactérias se aglomerarem formando grânulos densos;

- Redução dos custos operacionais da ETE e diminuição da demanda de área em comparação ao sistema de lodo ativado, em virtude da inexistência de decantadores secundários.

Bengtsson *et al.* (2018), comparando cinco alternativas de tratamento, projetados para 50.000 equivalentes populacionais (ep, 60 g DBO₅/(ep·d)), confirmou que um processo baseado em LGA, incluindo pré-tratamento, pós-polimento e tratamento de lodo, do ponto de vista das demandas de área, Figura 10, e consumo de eletricidade, Figura 11, são mais favoráveis em comparação ao lodo ativado convencional, bem como às soluções compactas disponíveis.

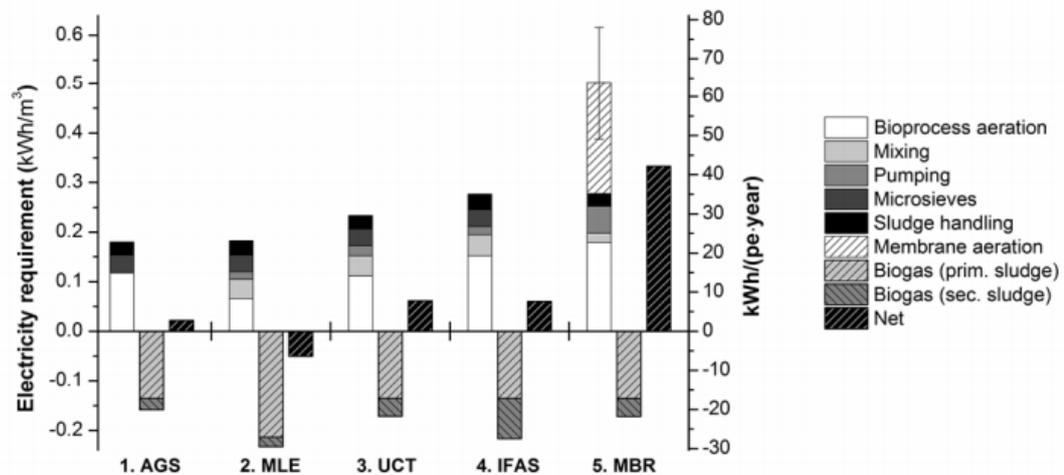
Figura 10 - Requerimento de área para diferentes alternativas de processos de tratamento.



Onde: AGS - Lodo granular aeróbio; MLE - Processo de lodo ativado Ludzack-Ettinger modificado com remoção química de P; UCT - Processo de lodo ativado da Universidade da Cidade do Cabo com remoção biológica de P; IFAS - Processo integrado de lodo ativado por filme fixo; MBR - Biorreator de membrana.

Fonte: Bengtsson *et al.* (2018)

Figura 11 - Estimativa de consumo de eletricidade para diferentes alternativas de processo de tratamento.



Fonte: Bengtsson *et al.* (2018)

A partir da demonstração de grânulos aeróbios por Nereda (2017), o sistema LGA apresenta-se com um sistema muito mais vantajoso, uma vez que é possível se obter uma redução de até 25% nos custos operacionais, 40% menos necessidade de eletricidade e uma redução de até 75% nos requisitos de espaço, em comparação ao sistema de lodo ativado convencional que requer decantadores secundários, sendo uma excelente aplicação para estações de tratamento de esgoto domésticos. A Tabela 3 estabelece um comparativo entre os sistemas de lodo granular aeróbio, grânulos aeróbios e o lodo ativado convencional.

Tabela 3 - Comparação entre LGA, grânulos anaeróbicos e lodo ativado convencional

Parâmetros	LGA	Grânulos anaeróbicos	Lodo ativado
Velocidade de sedimentação	10–90 m / h	<20 m / h	2-10 m / h
Tamanho	0,2-5 mm	0,2-2,0 mm	<0,2 mm
Grau de compactidade e densidade	Alto	Alto	Baixo
Forma	Regular e esférico	Regular e esférico	Irregular e filamentosos
Camadas	Aeróbica, anóxica e anaeróbica	Anaeróbico facultativo e obrigatório	Aeróbico
Tolerância a toxicidade	Alto	Baixo	Baixo
Produção de EPS	Alto	Meio	Baixo

Em que: LGA: Lodo Granular Aeróbio; EPS: Estrutura Polimérica Extracelular

Fonte: ROLLEMBERG *et al.* (2018).

6. Metodologia geral

6.1. Localização da pesquisa

A pesquisa foi desenvolvida nas dependências do Laboratório de Saneamento na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), no município de Campina Grande – PB. Para o desenvolvimento da pesquisa foi realizada uma parceria entre a Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) e o edifício residencial vizinho à EXTRABES, os quais concederam a interceptação da rede coletora de esgoto do mesmo, para captação, armazenamento e tratamento dos efluentes líquidos gerados na edificação, Figura 12.

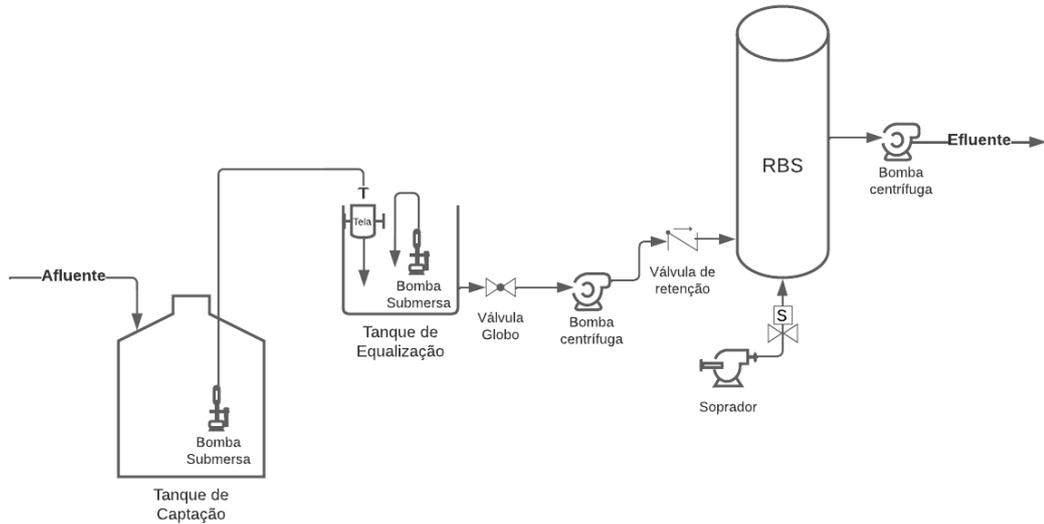
Figura 12 - Localização do Experimento



Fonte: Google Earth Pro

A Figura 13 mostra o arranjo geral do sistema experimental de tratamento utilizado.

Figura 13 - Arranjo geral do sistema experimental de tratamento



Fonte: Próprio autor

O esgoto gerado no residencial era direcionado para um tanque de captação (8 m^3), do qual era encaminhado através de sistema de bombeamento para o tanque de equalização (2 m^3) com tela para remoção de sólidos grosseiros. O abastecimento do tanque de equalização foi controlado por chave boia de nível elétrica e para garantir a homogeneidade do esgoto afluente foi adicionada uma bomba submersa, que produzia uma suave agitação do afluente, antes deste ser bombeado para o reator no momento da alimentação.

6.2. Sistema experimental

Foi operado um sistema piloto de lodo ativado RBS, fabricado em fibra de vidro, com as dimensões descritas na Tabela 4.

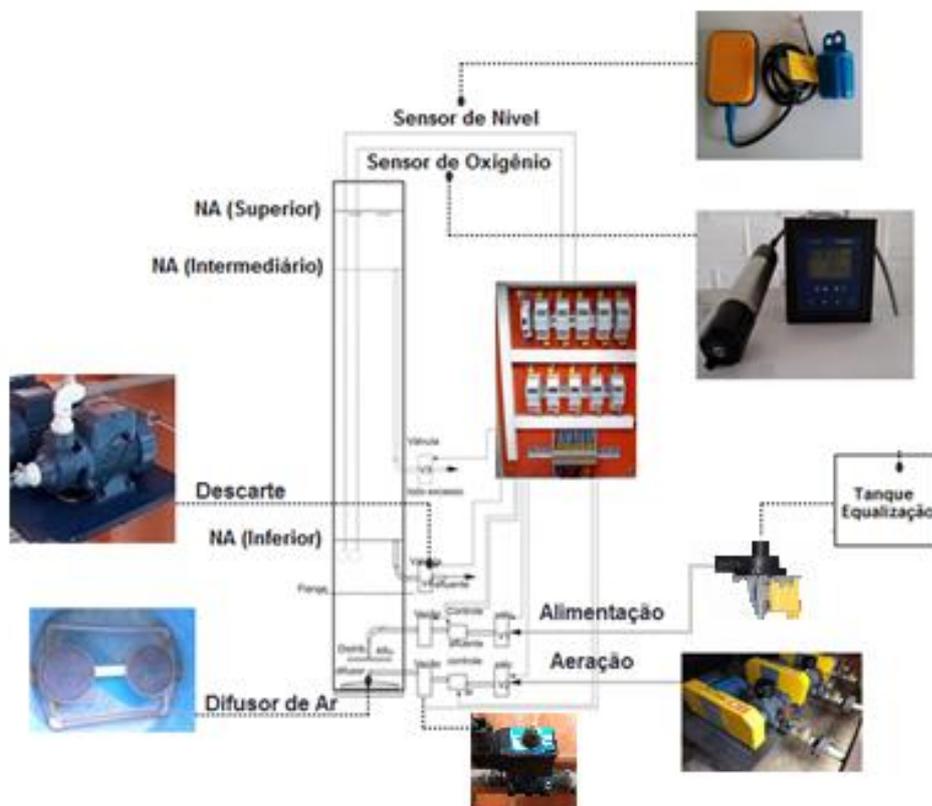
Tabela 4 - Dimensões do sistema experimental

Altura total	3,00 m
Diâmetro interno (D)	0,50 m
Volume total	589 L
Altura útil (H)	2,40 m
Volume útil (V)	471L
Relação H/D	4,8
Altura saída de efluente	1,5 m
Troca volumétrica	38%

Tais dimensões foram estabelecidas visando obter um reator com altura próxima a de um sistema de tratamento em escala real (4-12 m, Rollemberg et al., 2020), mas que apresentasse uma capacidade volumétrica de tratamento para aplicações unifamiliares.

Para minimizar as intervenções de operação as etapas do ciclo de tratamento foram automatizadas, de forma estática (fixa) sendo, para tanto, adicionado ao sistema equipamentos e instrumentos que auxiliaram neste processo, Figura 14.

Figura 14 - Sistema experimental



Fonte: Próprio autor

O sistema de lodo ativado foi composto por uma câmara única de reação, na qual todo ciclo de tratamento era realizado. Para controle da quantidade de OD fornecido ao sistema foi instalado um sensor/controlador de oxigênio dissolvido (WTW, TriOxmatic® 701/Oxi 296), buscando favorecer a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação de forma simultânea, de forma que as taxas de nitrificação e desnitrificação fossem aproximadamente iguais durante todo o ciclo.

As etapas de alimentação de esgoto bruto afluente e descarte de efluente clarificado foram realizadas através de bombeamento, sendo os níveis do reator

controlado por boia eletrônica de nível. Para a aeração do sistema foi utilizado um conjunto de equipamentos composto por: soprador de ar industrial (vazão de $0,49 \text{ m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ e 2400 rpm), sensor controlador para leituras e controle do OD, válvula solenoide para liberação e bloqueio do fluxo de ar e dois difusores de ar plano com membrana micro perfurada de borracha e diâmetro de 150 mm.

A unidade de tratamento foi equipada para operar com intervalos de tempo fixos, pré-estabelecido através de temporizadores digitais, Figura 15, os quais foram programados para quatro ciclos diários (6 horas/ciclo), tratando $720 \text{ L} \cdot \text{dia}^{-1}$ de esgoto doméstico, sendo 1528 L de esgoto tratado por m^3 de reator por dia.

Figura 15 - Quadro de temporizadores



Fonte: Próprio autor

Visando favorecer o desenvolvimento dos organismos acumuladores de fósforo (PAO's) nos sistemas, foi adicionado ao afluente bruto uma solução de ortofosfato. Esta adição teve por objetivo não limitar a atuação destes organismos verificando a influência que a granulação do lodo tem em favorecer consumo deste nutriente.

6.3. Condições operacionais

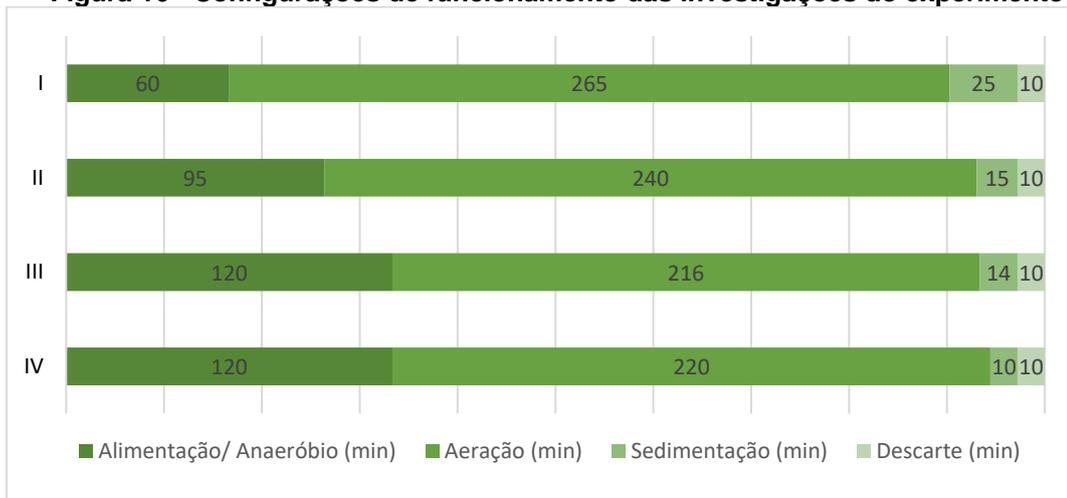
Os ciclos de tratamento das bateladas foram divididos em etapas de tratamento distintas, sendo: alimentação do sistema com esgoto doméstico bruto com tempo de contato entre esgoto e a biomassa presente no reator sem aeração (alimentação/hidrólise), período de reação com aeração, sedimentação do lodo adensado por gravidade e descarte de efluente clarificado tratado. Para a partida do sistema não foi inoculado lodo, sendo necessário dedicar um período inicial para formação deste (20 dias), quando a concentração de sólidos do sistema estava em

torno de 2 g.ST.L^{-1} , não sendo realizado, além da análise de sólidos, monitoramento físico-químico durante este período.

A troca volumétrica do reator se deu a uma altura de 1,50 m (altura limitada pela estrutura do reator), o que representou 38% do seu volume útil, sendo este volume descartado como efluente final. Sabendo-se que o sistema proposto, operado em escala piloto e tratando esgoto doméstico real, apresentaria variações nas características do afluente, tornando-o mais instável que os sistemas de tratamento utilizando esgoto sintético, e sabendo-se que esta variação poderia afetar na formação do lodo granular, optou-se por fazer uma redução escalonada no tempo de sedimentação do licor-misto com base nos resultados dos testes de sedimentabilidade realizados. À medida que o tempo de sedimentação foi alterado optou-se por direcionar o tempo deduzido desta etapa para a etapa de hidrólise, buscando assim aumentar o desenvolvimento de organismos de crescimento mais lento, a exemplo dos acumuladores de fósforo (PAOs).

A aeração fornecida ao sistema, durante o período de reação, também foi reduzida, haja vista que, segundo He *et al.* (2018), a redução do tempo de aeração também pode inibir o crescimento de GAOs e estimular o enriquecimento de PAOs no sistema, sendo este tempo também direcionado para a etapa de alimentação anaeróbica.

Com base na teoria para obtenção de lodo granular aeróbio, em sistema bateladas sequenciais, quatro estudos experimentais foram determinados, denominados de investigação, não sendo estas investigações executadas de forma subsequente. Os estudos apresentaram configurações de ciclos distintas, sendo estes identificados na Figura 16.

Figura 16 - Configurações de funcionamento das investigações do experimento

Na investigação I o reator operou com fase de alimentação e período anaeróbio com duração total de 60 minutos, sendo a alimentação concluída em 10 min dentro deste período; fase de aeração com duração de 265 minutos; 25 minutos de sedimentação; e 10 min de descarte do efluente clarificado e ajuste para o próximo ciclo. O monitoramento nessa condição operacional foi de 145 dias, sendo 20 dias correspondentes ao período de partida do reator.

Na investigação II foi considerado o tempo de alimentação e período anaeróbio de 95 minutos; a fase de aeração foi de 240 minutos; 15 minutos para período de sedimentação; e 10 min de descarte do efluente clarificado e ajuste para o próximo ciclo. O monitoramento nessa condição operacional foi de 118 dias.

Na investigação III o reator operou com fase de alimentação anaeróbica de 60 min e período anaeróbio com duração de 60 minutos, optando-se por prolongar o período de alimentação para melhor contato do substrato solúvel com a biomassa de lodo; a fase de aeração foi reduzida para 216 minutos; o tempo de sedimentação foi reduzido para 14 minutos; e 10 min de descarte do efluente clarificado e ajuste para o próximo ciclo. O monitoramento nessa condição operacional foi de 138 dias.

Na investigação IV o reator operou com programação semelhante à investigação III, sendo modificado apenas o tempo de sedimentação do reator para 10 min e o tempo reduzido deste período remanejado para o período de aeração. O monitoramento nessa condição operacional foi de 84 dias.

Objetivando favorecer o desenvolvimento de organismos nitrificantes e desnitrificantes em um único reator, o fornecimento de oxigênio dissolvido foi limitado,

sendo controlado através de equipamento sensor/controlador de OD, para acionamento do sistema de aeração. Na investigação I, como o lodo estava em formação, foi determinado inicialmente o valor de OD igual a $2,0 \text{ mg.O.D.L}^{-1}$, o qual foi reduzido até $0,2 \text{ mg.O.D.L}^{-1}$, valor de referência para nitrificação e desnitrificação simultânea em lodo floculento. Objetivando verificar a eficiência de tratamento para outras concentrações de OD foi considerado o valor de $1,0 \text{ mg.O.D.L}^{-1}$ para a Investigação II, $6,5 \text{ mg.O.D.L}^{-1}$ para Investigação III e $2,0 \text{ mg.O.D.L}^{-1}$ para Investigação IV. Tais valores foram definidos visando avaliar a granulação de lodo nas condições de baixa, alta e média concentração de OD, para as investigações II, III e IV, respectivamente.

Para todas as investigações o sistema foi operado em temperatura ambiente de $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$ aproximadamente, sem controle de pH e não foi realizado descarte intencional de lodo. A Idade de lodo foi calculada como a razão entre o lodo descarregado junto com o efluente e a massa de lodo no reator.

Em virtude da pandemia de COVID-19 houve limitação de prosseguimento com a pesquisa, sendo esta interrompida antes do período programado para conclusão das investigações experimentais.

6.4. Monitoramento

O sistema experimental foi monitorado com rotina de análise semanal, onde amostras de esgoto bruto, do efluente e licor-misto do reator foram coletadas para realização das análises físico-químicas.

6.4.1. Análises físico-químicas

Os testes laboratoriais referentes aos parâmetros físico-químicos foram realizados de acordo com os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA *et al.*, 2012), com exceção da análise de concentração de nitrato que seguiu o método do salicilato de sódio proposto por Rodier (1975) (adaptado para utilização da chapa quente para evaporação da amostra, ao invés do banho-maria), e as análises das características mecânicas do lodo, sedimentabilidade, IVL e granulometria, que seguiram metodologias específicas, conforme Tabela 5.

Tabela 5 - Parâmetros analisados

Variáveis	Métodos Analíticos	Referência
DQO*	Titulométrico Refluxação Fechada	5220 C. / APHA <i>et al.</i> (2012)
NTK**	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NTK / APHA <i>et al.</i> (2012)
Amônia (N-NH ₄ ⁺)	Semi-Micro Kjeldahl	4500-NH ₃ / APHA <i>et al.</i> (2012)
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	Colorimétrico Diazotização	4500-NO ₂ B / APHA <i>et al.</i> (2012)
Fósforo e Frações	Ácido Ascórbico	4500-P E / APHA <i>et al.</i> (2012)
pH	Potenciométrico	4500 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Oxigênio Dissolvido	Eletrométrico	4500 B / APHA <i>et al.</i> (2012)
Sólidos	Gravimétrico	2540 D / APHA <i>et al.</i> (2012)
Sedimentabilidade	Dinâmico	LEITÃO (2004)
IVL	Gravimétrico	MOHLMAN (1934) / SCHWARZENBECK <i>et al.</i> (2004)
Granulometria	Peneiramento	BIN <i>et al.</i> (2011)

*DQO – Demanda Química de Oxigênio; **NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl.

Como forma de verificar o comportamento do OD e do pH no sistema, foi realizado, apenas na investigação IV (em virtude da aquisição do equipamento ter se dado após término das demais investigações) o monitoramento e a coleta de dados de alguns ciclos de tratamento, através de um medidor multiparâmetro digital (Hach - HQ40d), Figura 17.

Figura 17 - Medidor multiparâmetro



Fonte: Próprio Autor

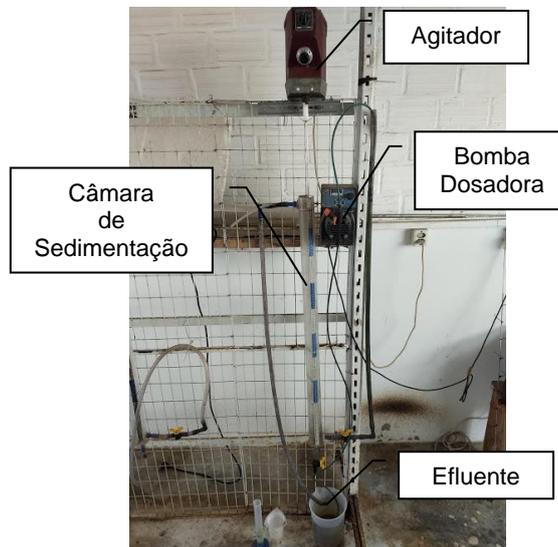
6.4.2. Características mecânicas do lodo

6.4.2.1. Sedimentabilidade

O teste para determinação da sedimentabilidade do lodo, através das constantes k e v_o , foi realizado com o auxílio de um aparato experimental constituído por um tubo de acrílico transparente graduado (1 m de altura, diâmetro interno de 5 cm, volume aproximado de 2 L e escala graduada de 0 a 100 cm), sendo este utilizado como câmara de sedimentação, Figura 18. Para execução do teste de sedimentabilidade uma amostra de licor misto (1 L), com concentração de sólidos totais conhecida, foi adicionada à câmara de sedimentação e mantida sob agitação lenta (≈ 5 rpm) ao longo de todo o teste.

A aferição da câmara de sedimentação foi realizada através do bombeamento ascensional do efluente do próprio reator, através da aplicação de uma vazão conhecida, resultando na expansão do lodo até atingir um nível estacionário, identificado através da escala gradual do tubo, Figura 19.

Figura 18 - Aparato para realização do teste de sedimentabilidade



Fonte: Próprio autor

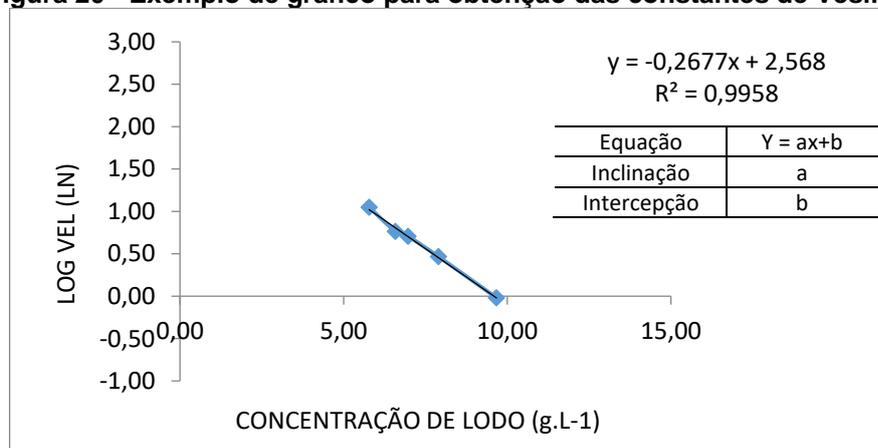
Figura 19 - Expansão do lodo no teste de sedimentabilidade



A velocidade ascendente do líquido foi calculada como a razão entre a vazão de água introduzida e a área do cilindro. Esta velocidade era igual a velocidade de sedimentação do lodo. Sabendo a massa de lodo colocada inicialmente no cilindro, calculou-se a concentração de lodo para cada vazão aplicada pela expansão do lodo, tendo em vista que o nível de expansão deste se tornou constante. Pela repetição deste procedimento obteve-se vários pares de valores da velocidade de sedimentação e da concentração do lodo.

As constantes k e V_0 foram obtidas através do gráfico de escala semi-logarítmica (base e) da velocidade de sedimentação em função da concentração de lodo (mg.L^{-1}) segundo a equação de Vesilind. O valor da constante k é a declividade da reta e de V_0 é o encontro da reta com o eixo das ordenadas, Figura 20.

Figura 20 - Exemplo de gráfico para obtenção das constantes de Vesilind



Em que: $k = -$ Inclinação (L.g^{-1}) ; $v_0 = \text{Exp}(\text{Intercepção})$ (m.h^{-1})

6.4.2.2. Granulometria

Para determinação da granulometria da biomassa foram realizados testes de peneiramento através do método proposto por Bin *et al.* (2011), que consistiu na passagem de um volume de licor misto, com concentração de sólidos conhecida, por um conjunto de peneiras com tela e aro em aço inox 304 nas dimensões de 3" x 2" e aberturas de malhas conforme apresentado no Quadro 2.

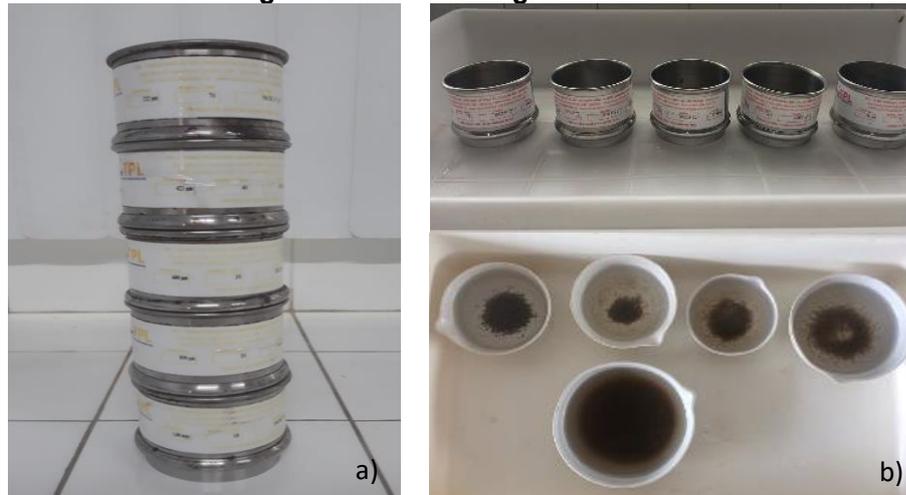
Quadro 2 - Peneiras para o teste de granulometria

ASTM	Tyler	Abertura (mm)
18	16	1,000
20	20	0,850
30	28	0,600
40	35	0,425
70	65	0,212

As peneiras foram posicionadas verticalmente em ordem decrescente de abertura de malha, com a de maior abertura na parte superior e a de menor abertura na parte inferior, Figura 21a.

Para realização de cada teste foi necessário um litro de licor misto (coletado antes do final da etapa de aeração) com concentração de sólidos totais conhecida, o qual era passado pelo conjunto de peneiras que retinham as partículas de acordo com o diâmetro das partículas do lodo. Um recipiente era posicionado na parte inferior para coletar as partículas com diâmetros menores que 0,212 mm. As partículas retidas na malha das peneiras foram recuperadas em cápsulas de porcelana, Figura 21b, através do processo de lavagem com água destilada, sendo estas amostras encaminhadas para a estufa para secagem do lodo e posterior determinação da massa retida em cada uma delas.

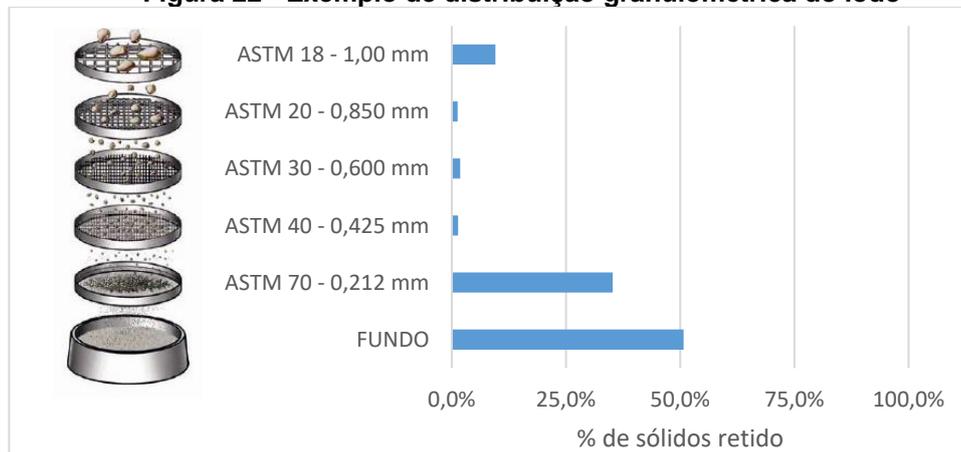
Figura 21 - Ensaio de granulometria



a) Empilhamento das peneiras; b) Lodo retido nas peneiras recuperado em cápsulas de porcelana.
Fonte: Próprio autor

Em função da massa de lodo total da amostra, calculou-se a porcentagem retida em cada peneira de acordo com as suas respectivas aberturas de malha ($d > 1,000$ mm; $1,000 > d > 0,850$ mm; $0,850 > d > 0,600$ mm; $0,600 > d > 0,425$ mm; $0,425 > d > 0,212$ mm e $d < 0,212$ mm), estes percentuais foram plotados de forma a verificar a formação granulométrica do lodo do reator em operação, Figura 22.

Figura 22 - Exemplo de distribuição granulométrica do lodo



6.4.2.3. Índice Volumétrico de Lodo

Outra metodologia utilizada para determinação das propriedades de sedimentação do lodo é através do IVL. Schwarzenbeck *et al.* (2004) propuseram uma adaptação do teste convencional, registrando o volume de lodo sedimentado na

proveta graduada a cada cinco minutos e não apenas após 30 minutos, como no método convencional.

Para determinação do IVL, neste estudo, foram utilizados os tempos de 5, 10 e 30 min de sedimentação em uma proveta graduada de 1 L, calculando o IVL conforme a Equação (7):

$$IVL_t = \frac{VLS_t \times 1000}{X_t} \quad \text{Equação (7)}$$

Em que:

IVL = Índice volumétrico do lodo (mL.g⁻¹);

t = Tempo de sedimentação (min);

VLS = Volume de lodo sedimentado (mL.L⁻¹);

X_t = Concentração de sólidos totais da amostra (mg.L⁻¹).

6.4.2.4. Idade de Lodo

O tempo de retenção de sólidos no reator, também denominado de idade de lodo, representa o tempo médio que uma partícula de lodo permanece no sistema, e pode ser estimada dividindo-se a quantidade de lodo no reator pela quantidade diária de lodo retirada do sistema como lodo em excesso e descarregado junto com o efluente. Tendo em vista que a estratégia de operação era expulsar do reator todo material de lenta sedimentação, juntamente com o efluente tratado, não foi realizado descarte manual de lodo de excesso. Deste modo o sistema operou com idade de lodo variável, ao longo de todo o período experimental.

A idade de lodo do sistema então foi calculada pela razão entre a massa de lodo no sistema e a massa diária de lodo descartada junto com o efluente, usando-se a seguinte expressão:

$$\theta = \frac{X_{v_r} \times V_u}{(X_{v_e} \times V_e)} \quad \text{Equação (8)}$$

Em que:

θ = Idade de lodo (d);

X_{v_r} = Sólidos totais voláteis no reator (mg.STV.L⁻¹);

V_u = Volume útil do reator (L);

X_{v_e} = Concentração de sólidos suspensos voláteis no efluente (mg.STV.L⁻¹);

V_e = Volume diário de efluente tratado descartado do reator (L.dia⁻¹).

7. Resultados e Discussão

Nesse capítulo serão apresentados os resultados obtidos para as quatro investigações do sistema experimental do reator LGA piloto da EXTRABES.

7.1. Material orgânico

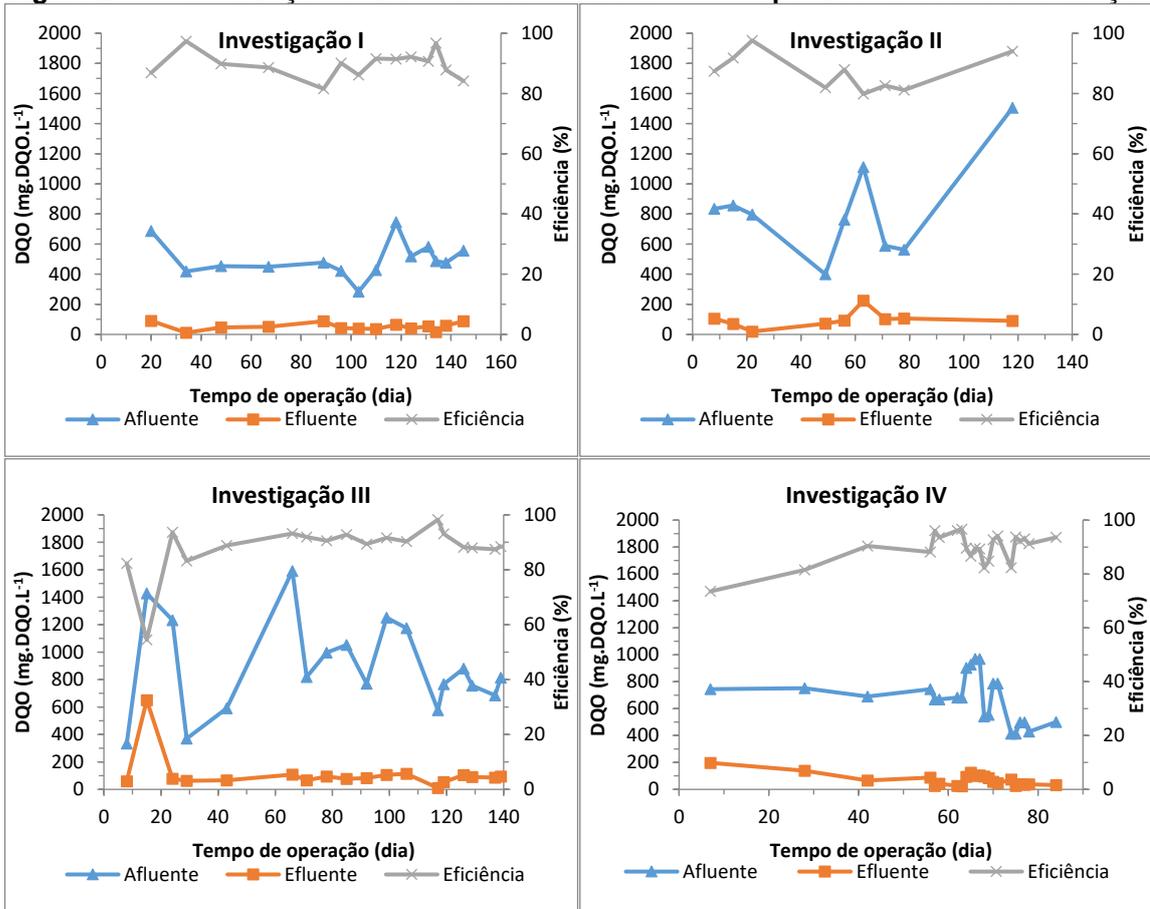
O esgoto bruto “in natura”, principalmente quando coletado direto da fonte geradora, apresenta oscilações na sua composição química. Manter o mesmo nível de tratamento dos sistemas que utilizam esgoto sintético, com concentrações afluentes constantes para todos os ciclos de tratamento, é uma tarefa muito árdua, principalmente quando utilizados sistema de maior escala, a exemplo dos sistemas em escala piloto. Nesta feita, para o estudo em questão, o parâmetro carga orgânica não foi um parâmetro controlado fisicamente, tendo as investigações experimentais estudadas apresentado carga média de 0,8; 1,3; 2 e 1,1 kg.DQO.(m³.dia)⁻¹, nas investigações I, II, III e IV, respectivamente.

Embora a carga orgânica alimentada no reator sofresse variações ao longo dos ciclos de tratamento, foi possível obter uniformidade na remoção de DQO para as investigações estudadas, sendo os dados de eficiência média de remoção de DQO obtidos igual a 90±5% para a investigação I, 87±4% para a investigações II, 88±9% para a investigação III e 89±5% para a investigação IV. Os resultados de remoção de material orgânico do sistema estão apresentados na Figura 23.

Os resultados obtidos demonstram que a capacidade de remoção de material orgânico não foi prejudicada pela variação da concentração de oxigênio dissolvido utilizada, mesmo quando o sistema foi operado com baixos valores de OD (0,2 mg.OD.L⁻¹), Investigação I.

Alguns estudos, como os de Silva *et al.* (2017), operando sistemas de biorreatores com membranas submersas (BRMS) com diferentes concentrações de OD (0,3 - 2,3 mg.OD.L⁻¹), além de How *et al.* (2018) e Hu *et al.* (2005), trabalhando com sistemas RBS com limitação de oxigênio (0,5 mg.OD.L⁻¹), corroboram com este trabalho apresentando sistemas aeróbios com remoção de DQO acima de 90%, mostrando que estes sistemas possuem elevada capacidade de remoção de carbono orgânico.

Figura 23 - Concentração de DQO afluente e efluente e a respectiva eficiência de remoção



7.2. Biomassa

7.2.1. Concentração de Sólidos

Na Figura 24 e

Tabela 6 apresentam-se as concentrações médias de sólidos obtidas para as investigações experimentais deste trabalho.

Figura 24 - Comportamento da concentração de sólidos nas investigações experimentais

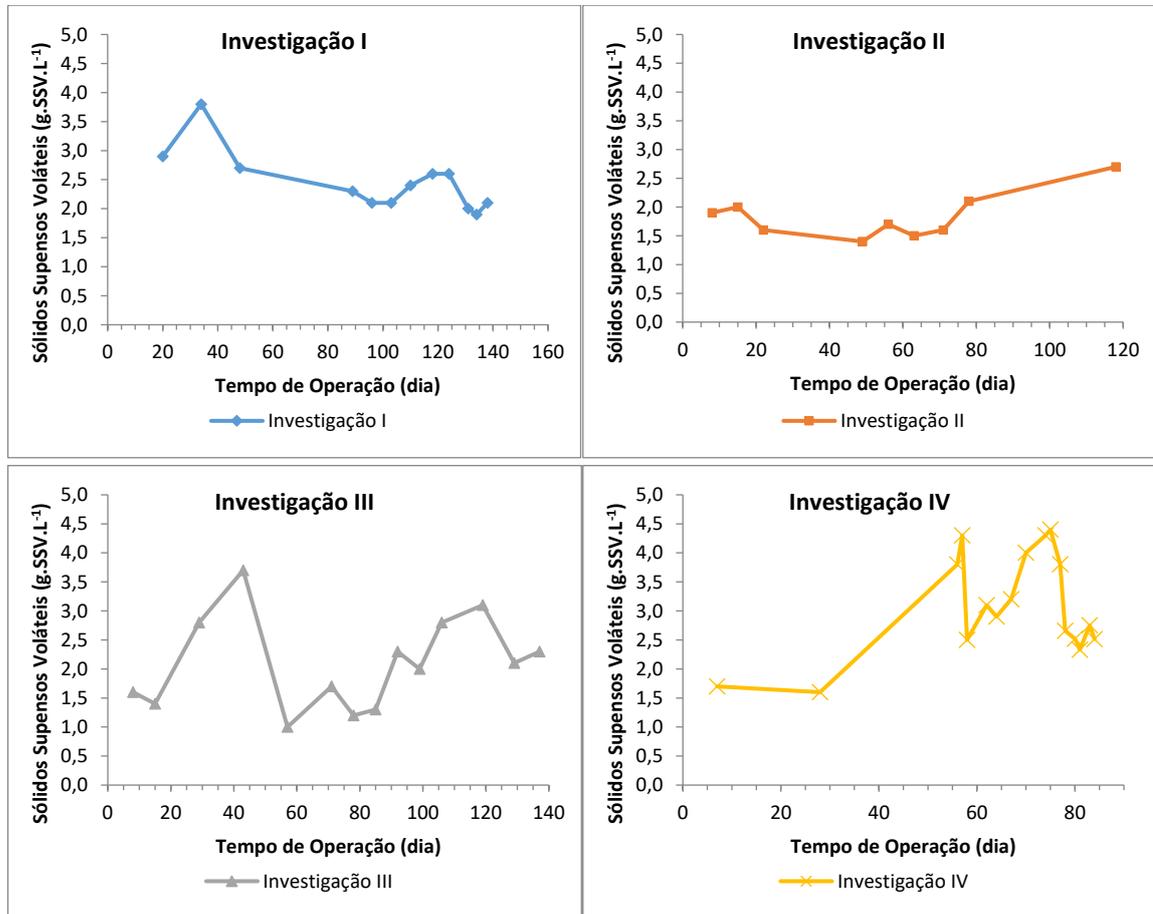


Tabela 6 - Concentrações médias de sólidos do licor misto nas investigações experimentais

Investigação	SST (g.L ⁻¹)			SSV (g.L ⁻¹)			SSV/SST (%)
	Média	Máx Mín	DP (±)	Média	Máx Mín	DP (±)	
I	2,8	3,3 2,3	0,3	2,5	3,8 1,9	0,5	88%
II	2,3	3,8 1,7	0,7	1,8	2,7 1,4	0,4	81%
III	2,6	4,5 1,4	1,0	2,1	3,7 1,0	0,8	80%
IV	4,1	6,0 1,8	1,1	3,1	4,4 1,6	0,9	75%

Máx: Máximo; Mín: Mínimo; DP: Desvio Padrão; SST: Sólidos Suspensos Totais; SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

A concentração de sólidos nos sistemas apresentou períodos de oscilação e instabilidade, haja vista que com a imposição de um curto tempo de sedimentação a biomassa menos densa foi expulsa do sistema juntamente com o efluente tratado.

Esta oscilação também pôde ser verificada por Jungles *et al.* (2014), operando um sistema RBS objetivando a granulação aeróbia, tendo estes obtido um aumento de $0,94 \text{ g.SSV.L}^{-1}$ (8 dias) para $3,92 \text{ g.SSV.L}^{-1}$ (90 dias) e posteriormente redução para cerca de $1,5 \text{ g.SSV.L}^{-1}$ (120 – 202 dias). Pronk *et al.*, 2015, na estação de tratamento de esgoto em Garmerwolde, relatam um crescimento na concentração de biomassa do reator entre $6,5$ a $8,5 \text{ g.SSV.L}^{-1}$, Ni *et al.* (2009), após 300 dias de operação formando grânulos aeróbicos em RBS que tratava águas residuárias urbanas, alcançou concentração de biomassa de $9,5 \text{ g.SSV.L}^{-1}$. Para Giesen *et al.* (2018) é possível obter concentrações de lodo acima de $10 - 15 \text{ g.SSV.L}^{-1}$, mas para fins de projeto em aplicações municipais, normalmente é escolhido um valor de 8 g.SSV.L^{-1} .

As investigações I, II e III apresentaram concentrações médias de sólidos semelhantes, porém se mantiveram dentro da faixa de $1,5 - 3,5 \text{ g.SSV.L}^{-1}$, para lodo ativado convencional (VON SPERLING, 2002). Para a investigação IV foi verificado um aumento na concentração de sólidos suspensos totais, o que mostra que as condições impostas ao experimento tendem para o desenvolvimento de lodo granular aeróbio, o qual tem por característica a maior capacidade de reter uma quantidade elevada de biomassa no reator, quando comparado aos sistemas aeróbios convencionais (ROCKTASCHEL *et al.*, 2015). Devido ao curto período de operação do reator nas condições da investigação IV, não foi verificada a concentração ideal de SST ($8-12 \text{ g.SST.L}^{-1}$) encontrada na literatura (ROLLEMBERG *et al.*, 2020), todavia verifica-se a tendência favorável para obtenção desta.

A relação SSV/SST de ambas as investigações foram elevadas (I-88%; II-81%; III-80%; IV-75%), indicando elevada fração orgânica. O aumento da retenção de biomassa ativa nos reatores é importante, pois favorece o desenvolvimento das bactérias de crescimento mais lento, aumentando assim a eficiência de tratamento.

Para os sistemas convencionais o descarte de lodo se baseia apenas na idade de lodo estabelecida em projeto, porém quando se objetiva sistemas de LGA, deve-se avaliar o descarte seletivo, priorizando o descarte de lodo de baixa sedimentabilidade e mantendo o lodo granular (ROLLEMBERG *et al.*, 2020).

Devido ao não descarte intencional de lodo dos sistemas o parâmetro idade de lodo não foi controlado para as investigações deste estudo. Nesta feita, as idades de lodo dos experimentos oscilaram conforme Figura 25 e Tabela 7.

Figura 25 - Comportamento da idade de lodo nas investigações experimentais

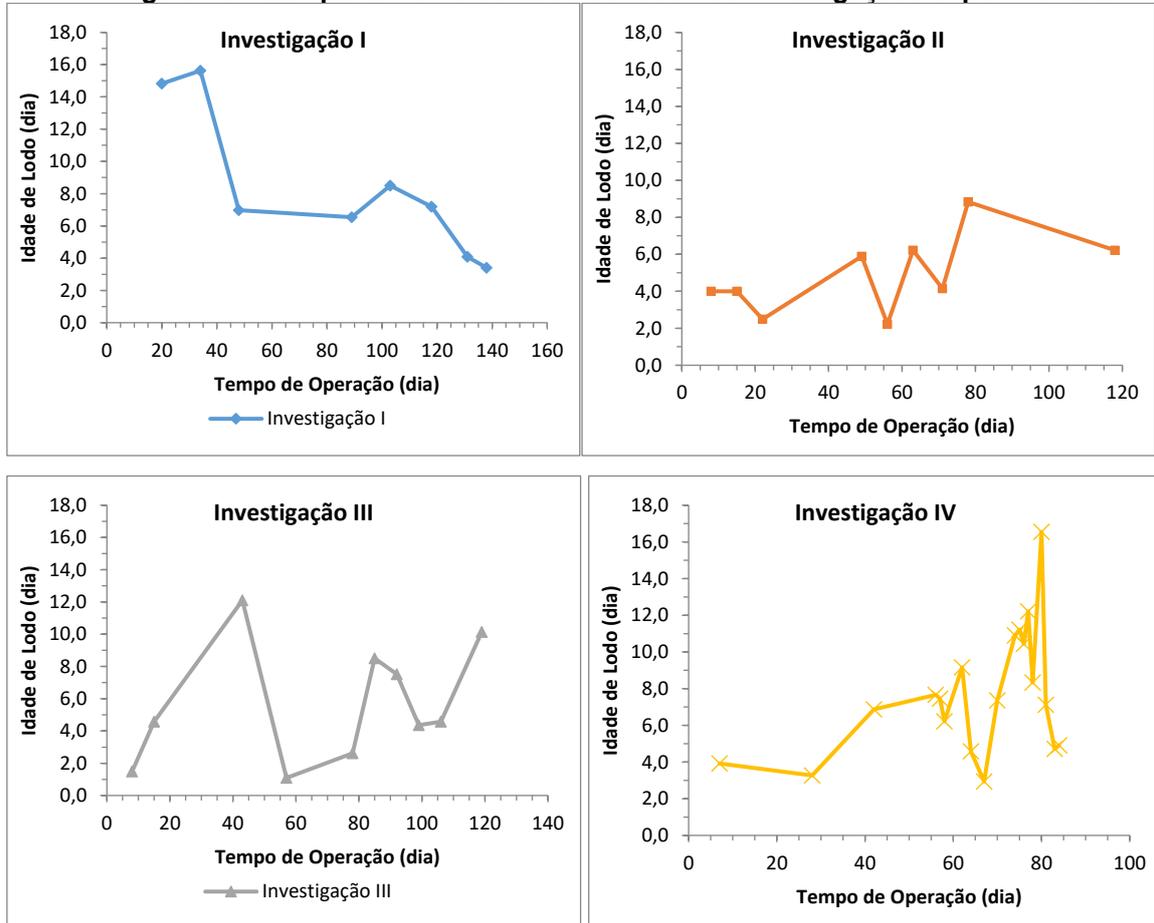


Tabela 7 - Idade de lodo das investigações experimentais

Investigação	Idade de Lodo (dia)		
	Média	Máx Mín	DP (±)
I	8,4	15,6 3,4	4,5
II	4,9	8,8 2,2	2,1
III	5,7	12,1 1,1	3,7
IV	7,7	16,5 2,9	3,5

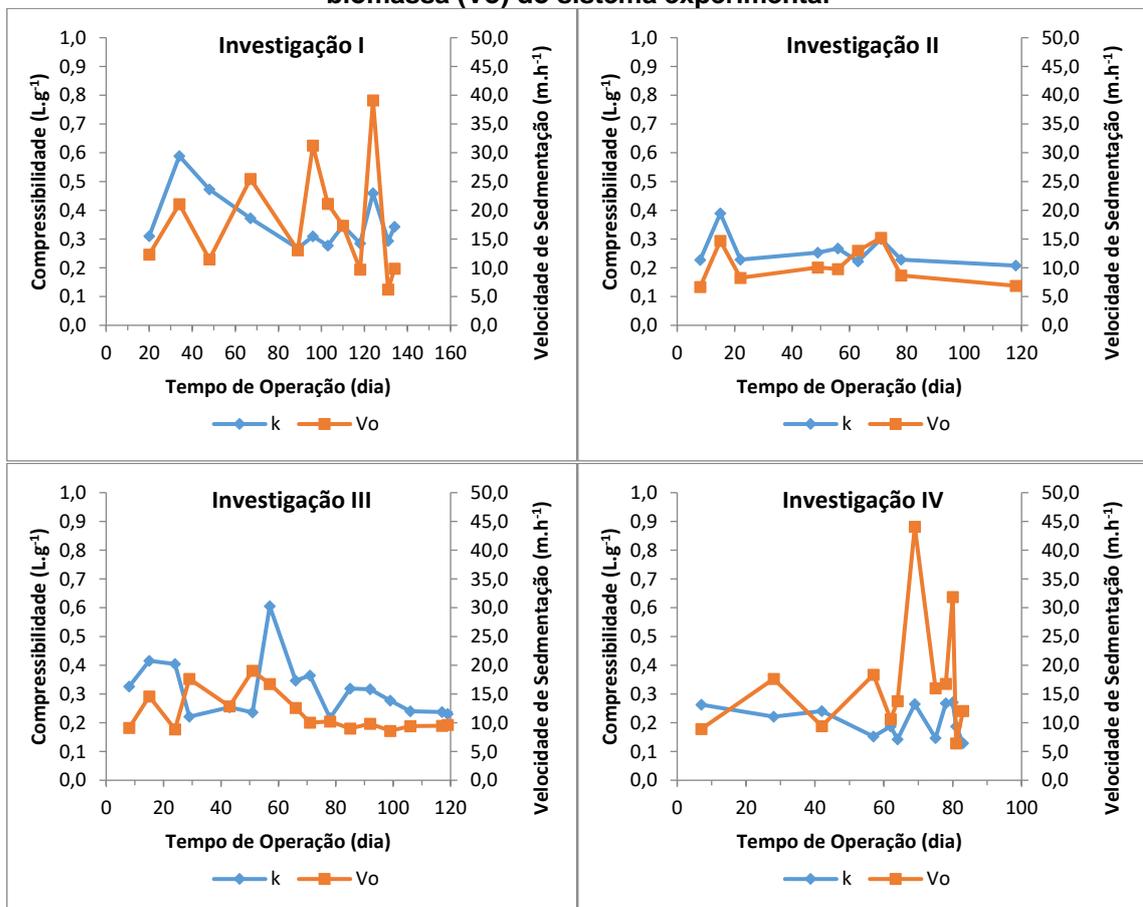
Máx: Máximo; Mín: Mínimo; DP: Desvio Padrão

7.2.2. Sedimentabilidade

A maioria dos estudos, relacionados à lodo aeróbio, avaliam a capacidade de sedimentação das partículas de sólidos através da verificação do Índice Volumétrico de Lodo (IVL). Todavia, embora seja um resultado de rápida obtenção, este não apresenta uma representatividade confiável das condições do sistema.

Para esta pesquisa foi utilizada a realização do teste específico de sedimentabilidade, seguindo o teste dinâmico proposto por Leitão (2004), onde a velocidade de sedimentação em zona (VSZ) proposta por Vesilind é avaliada em relação à concentração de lodo (VAN HAANDEL; VAN DER LUBBE, 2012). A Figura 26 mostra o comportamento da capacidade de compressibilidade (k) e da velocidade de sedimentação da biomassa (V_o) do sistema experimental em estudo, como parâmetro para granulação do lodo aeróbio.

Figura 26 - Capacidade de compressibilidade (k) e da velocidade de sedimentação da biomassa (V_o) do sistema experimental



A Tabela 8 exibe as médias obtidas das constantes de Vesilind, para as investigações experimentais desta pesquisa.

Tabela 8 - Média das constantes de Vesilind para as investigações experimentais

Investigação	k (L.g ⁻¹)			Vo (m.h ⁻¹)		
	Média	Máx Mín	DP (±)	Média	Máx Mín	DP (±)
I	0,36	0,59 0,27	0,10	18	39 6	10
II	0,26	0,39 0,21	0,06	10	15 7	3
III	0,31	0,61 0,22	0,10	12	19 9	3
IV	0,21	0,27 0,13	0,06	17	44 6	11

k: Constante de compressibilidade; Vo: Velocidade de sedimentação; Máx: Máximo; Mín: Mínimo; DP: Desvio Padrão

Os valores das constantes de Vesilind obtidos nas investigações realizadas nesta pesquisa apontam para um lodo aeróbio de boa sedimentabilidade, segundo a escala de Van Haandel e Marais (1999). Para os sistemas com lodo granular aeróbio Lima *et al.* (2014) apontam valores de k e Vo fora da escala de Van Haandel e Marais (1999) (0,26 L.g⁻¹ e 34,97 m.h⁻¹, respectivamente). Quanto a velocidade de sedimentação do lodo granular, Nancharaiah e Reddy (2018) definiram que os sistemas LGA apresentam valores acima de 10 m.h⁻¹. Deste modo, as investigações I e III apresentam características de lodo floculento e as investigações II e IV com características de lodo granular.

Verificou-se porém que tanto os valores obtidos nas investigações desta pesquisa quanto em outros estudos que utilizaram o teste de sedimentabilidade como parâmetro para sedimentação de lodo (LIMA *et al.*, 2014; SILVA FILHO E VAN HAANDEL, 2014; DE PAULA *et al.*, 2018), nem sempre o valor de Vo é proporcional e acompanha o valor de k, ou seja, é possível ter lodo com ótima capacidade de compressibilidade e velocidade de sedimentação menor que outros com maior valor de k, a exemplo das investigações I e II, onde a primeira apresentou Vo igual a 18 m.h⁻¹ e a segunda 10 m.h⁻¹.

Como esperado, os sistemas com lodo granular apresentam uma biomassa mais densa e compacta e que sedimenta com maior velocidade, tendo melhores valores de k e Vo, quando comparado ao lodo floculento.

Uma melhor velocidade de sedimentação leva a fases de decantação mais curtas para separar a biomassa do efluente clarificado. A utilização de reatores em batelada sequenciais (RBS) com grânulos aeróbicos pode favorecer a redução de até 75% do espaço necessário para plantas convencionais de lodo ativado, otimizando o tratamento (DE BRUIN *et al.*, 2004; ROCKTASCHEL, T. *et al.*, 2015).

7.2.3. Índice volumétrico de lodo (IVL)

O monitoramento da capacidade de sedimentação do lodo através do teste do IVL foi incorporado ao estudo a partir dos experimentos III e IV, sendo o mesmo avaliado após 5, 10 e 30 minutos de sedimentação da biomassa (IVL₅, IVL₁₀ e IVL₃₀, respectivamente), Figura 27 e Tabela 9.

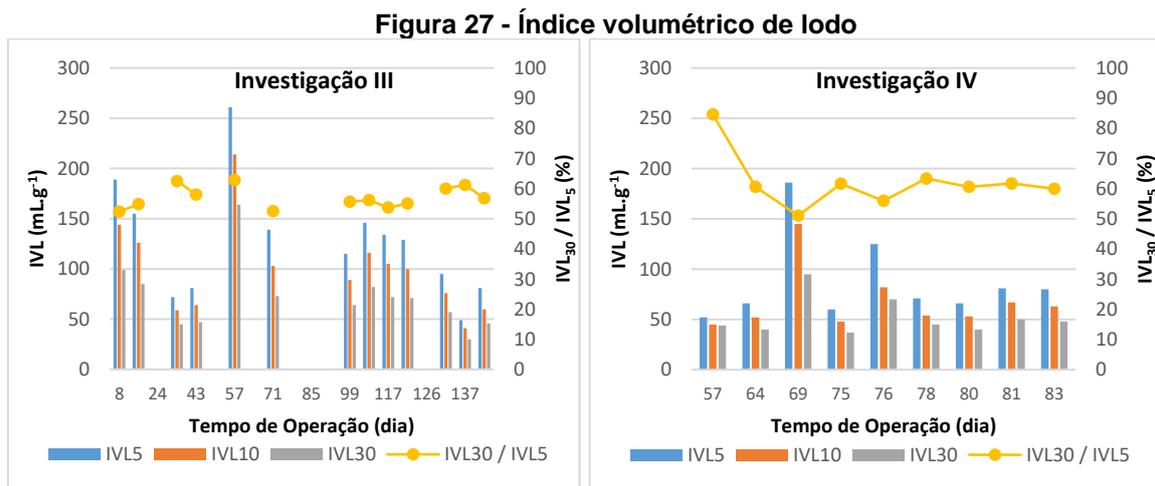


Tabela 9 - Comportamento do IVL para as investigações experimentais

Investigação	IVL ₅			IVL ₁₀			IVL ₃₀		
	Média	Máx Mín	DP (±)	Média	Máx Mín	DP (±)	Média	Máx Mín	DP (±)
III	127	261 49	56	100	214 41	45	72	164 30	34
IV	87	186 52	42	68	145 45	31	52	95 37	19

IVL_x: Índice volumétrico de lodo nos tempos 5, 10 e 30 minutos; Máx: Máximo; Mín: Mínimo; DP: Desvio Padrão

Observando o comportamento do IVL obtido nos sistemas experimentais, verifica-se que o lodo apresentou valor médio de IVL₃₀ igual a 72 mL.g⁻¹ para a

investigação III e de 52 mL.g⁻¹ na investigação IV. Ao longo do período de operação do reator, verificou a redução do IVL₃₀, atingindo valores mínimos de 30 mL.g⁻¹ (135 dias) e 37 mL.g⁻¹ (75 dias).

Segundo Wei *et al.* (2020) o IVL de lodo granular aeróbio, após o tempo de 30 minutos, encontra-se na faixa de 30 a 50 mL.g⁻¹. Para Giesen *et al.* (2018) os grânulos maduros apresentam IVL₃₀ entre 30-60 mL.g⁻¹. Deste modo, o sistema experimental IV apresentou valor médio de IVL₃₀ dentro da faixa estabelecida pela literatura para lodo granular aeróbio.

As relações IVL₃₀/IVL₅ e IVL₃₀/IVL₁₀ também têm sido apresentadas como indicador de granulação em sistemas com lodo granular aeróbio, Tabela 10.

Tabela 10 - Razão entre IVL₃₀ e o IVL para os tempos de 5 e 10 minutos

Investigação	IVL ₃₀ /IVL ₅			IVL ₃₀ /IVL ₁₀		
	Média	Máx Mín	DP (±)	Média	Máx Mín	DP (±)
III	57	63 52	4	72	77 67	3
IV	62	85 51	9	79	98 66	9

Máx: Máximo; Mín: Mínimo; DP: Desvio Padrão

Erşan e Erguder (2014) consideram que a granulação do lodo está concluída quando a relação IVL₃₀/IVL₅ está acima de 80%. Para De Kreuk, Kishida e Van Loosdrecht (2007), a razão IVL₃₀/IVL₁₀ é que indica um bom parâmetro do processo de granulação do lodo aeróbio, onde quanto mais próximos forem estes índices melhor é a sedimentabilidade do lodo. Para Liu e Tay (2007), o processo de granulação do lodo está completo quando a razão IVL₃₀/IVL₁₀ é em torno de 90%. Portanto, considerando esse critério, os experimentos em estudo não caracterizam um lodo totalmente granular, porém em processo de granulação.

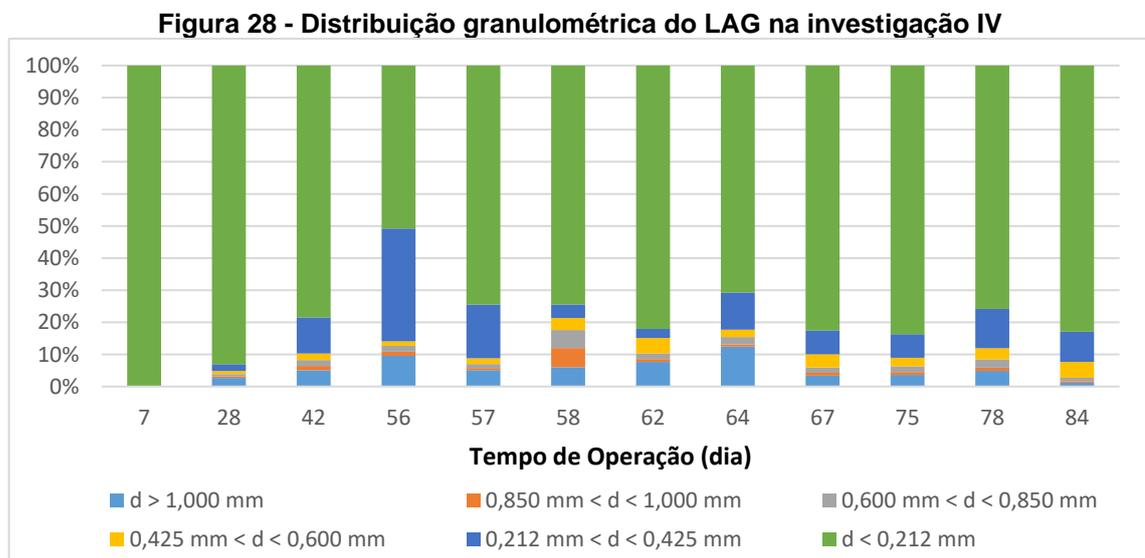
De acordo com Xavier *et al.* (2018), o processo de granulação é gradual e segue três estágios consecutivos: aclimatação do lodo, agregação do lodo e maturação dos grânulos. Deste modo, entende-se que o sistema passou do período de aclimatação e operou até a fase de agregação do lodo, podendo ser observados grânulos no sistema, porém sem alcançar a maturação.

Ainda segundo Liu e Tay (2007), a existência de grânulos com grandes diâmetros não implica dizer que estes possuam a melhor capacidade de

sedimentação, haja vista que o IVL está estreitamente relacionado com a densidade do lodo e não restrita apenas ao aumento do tamanho dos grânulos, mas também com base na compactidade e na capacidade de sedimentação da biomassa.

7.2.4. Granulometria

Para definir o tamanho dos grânulos gerados no sistema foi adquirido o conjunto de peneiras para realização dos testes de granulometria, porém, em virtude de limitações logísticas de chegada do material, estes testes foram realizados apenas na investigação IV, Figura 28.



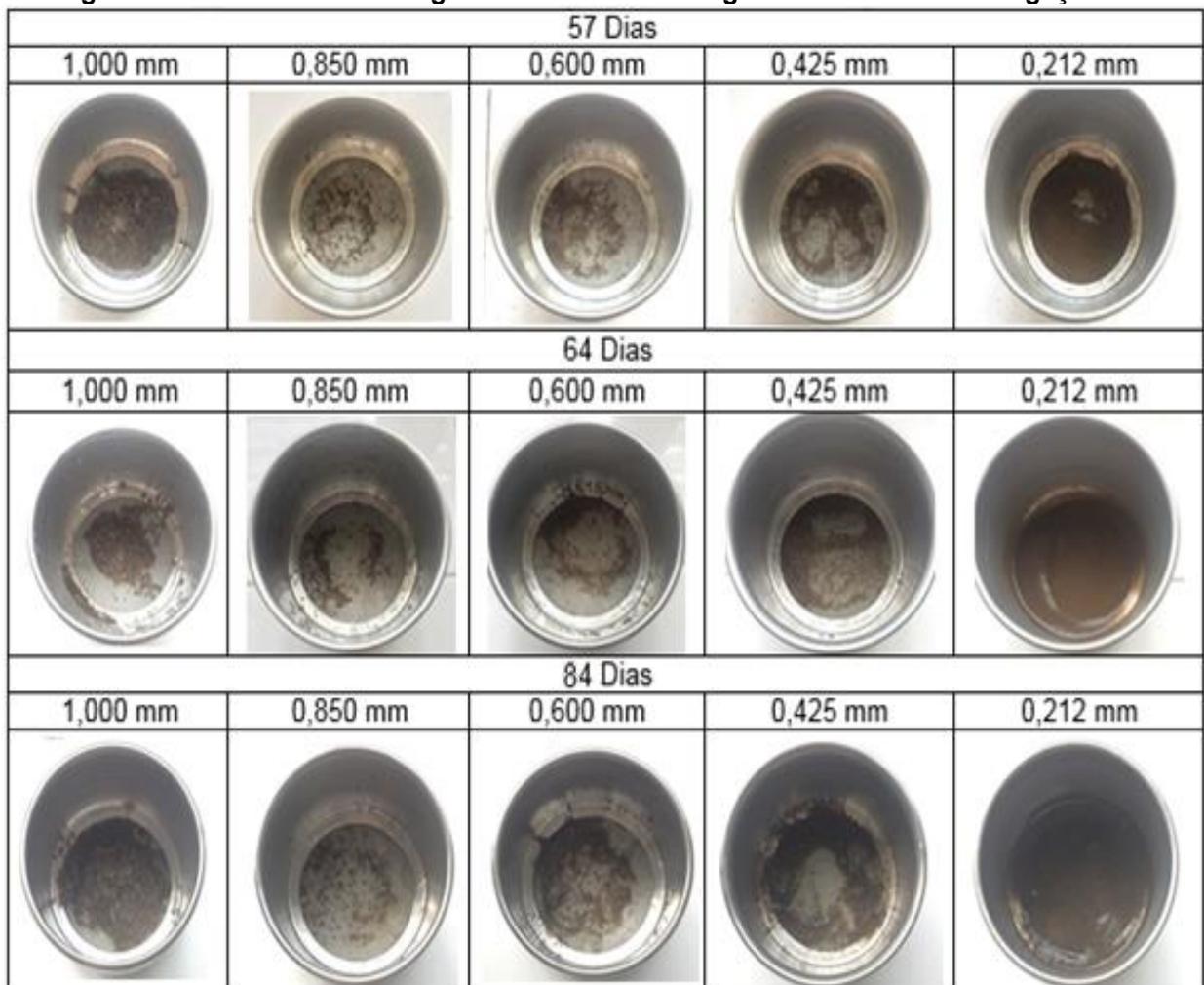
Liu *et al.* (2010) estabeleceram uma porcentagem mínima para considerar que a biomassa de um sistema é granular, sendo considerado granulação parcial quando a distribuição de tamanho das partículas acima de 0,200 mm for maior que 50%. Para que o sistema seja considerado completamente granular, apenas uma porção desprezível de biomassa presente no reator deve estar na forma de flocos, ou seja, a granulação é considerada completa quando o mínimo de 80% das partículas da biomassa apresenta diâmetro maior que 0,200 mm.

Inicialmente o sistema estudado apresentou aspecto de lodo floculento, com diâmetro inferior a 0,212 mm. Aos 56 dias de operação observou-se que aproximadamente 50% do lodo do sistema estava granulado, com percentual de 9,6% $> 1,00$ mm, 1,3% entre 0,850 - 1,00 mm, 1,8% entre 0,600 - 0,850 mm, 1,4% entre

0,425 - 0,600 mm e 35,2% na faixa entre 0,212 – 0,425 mm. Porém, a porcentagem de grânulo do sistema não foi mantida durante todo o período experimental, sendo esta reduzida para média de 23%, para a configuração estabelecida.

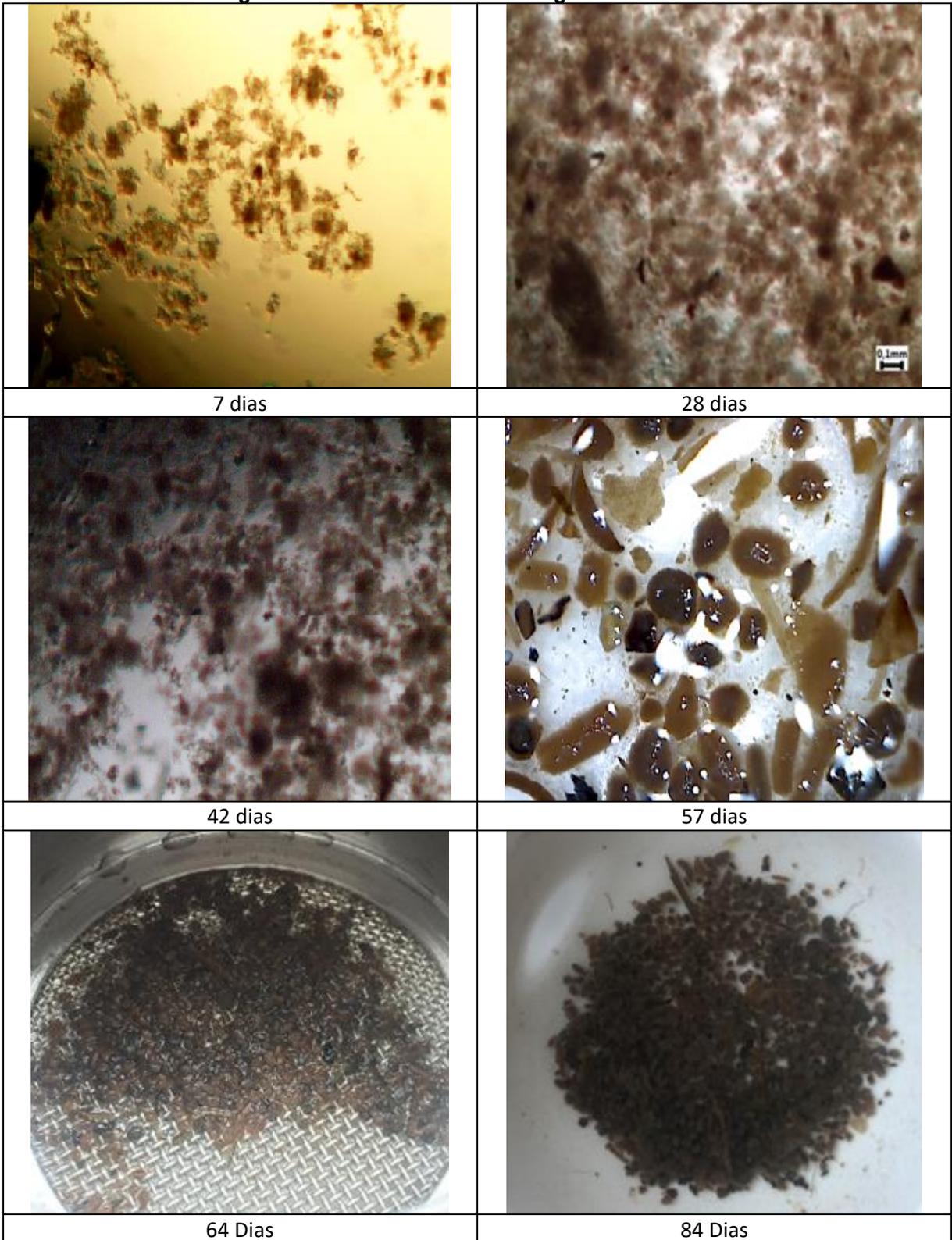
Verifica-se que o sistema não atingiu a granulação total, estando este no período de agregação do lodo e com grânulos mais próximos ao diâmetro mínimo ($d = 0,200$ mm). De toda forma, foi visível a presença de grânulos aeróbios no sistema, Figura 29 e Figura 30, acreditando-se que com um período de tempo operacional maior seria possível obter a granulação total.

Figura 29 - Peneiramento dos grânulos nos testes de granulometria na investigação IV



Fonte: Próprio Autor

Figura 30 - Desenvolvimento dos grânulos aeróbios



Fonte: Próprio Autor

Segundo Winkler *et al.* (2018) a granulação é um processo de agregação célula a célula que envolve ações biológicas, físicas e químicas e pode ocorrer através da auto agregação, pela interação entre células de cepas geneticamente idênticas ou co-agregação, pela adesão de células entre associados bacterianos geneticamente distintos, sendo estes um processo gradual que evolui da biomassa floculenta para grânulos compactos influenciados pelas condições operacionais aplicadas. Xavier *et al.* (2018), aplicando três estratégias de granulação distintas, conseguiram granulação total do sistema para ciclos de 4 e de 6 horas, obtendo grânulos compactos, porém ainda com coexistência de flocos na biomassa granular. Analisando o ciclo de tratamento de 6 horas aplicado por Xavier *et al.* (2018), verifica-se que o mesmo possuiu etapas de tratamento semelhante as aplicadas nesta pesquisa, todavia a duração do período anaeróbio/anóxico por eles utilizada foi de 25% do ciclo operacional, obtendo lodo completamente granular na fração entre 0,200 e 0,400 mm.

Para a investigação IV em estudo, foi estabelecido um tempo de 33% do período anaeróbio/anóxico do ciclo operacional, visando favorecer um maior tempo de contato dos organismos acumuladores de fósforo com o substrato solúvel, haja vista que estes são de crescimento lento e são relevantes para a formação dos grânulos aeróbios. O tempo de monitoramento dessa estratégia foi de 84 dias, não sendo este suficiente para determinar, através do diâmetro da partícula, a granulação total do lodo.

Assim como estabelecido por Pishgar *et al.* (2019), o sistema experimental operado apresentou várias implicações adversas para a granulação em sistemas de maior escala, como: (i) longos períodos de inicialização (meses a cerca de um ano); (ii) desenvolvimento de pequenos grânulos (0,2 - 2 mm) e (iii) instabilidade estrutural e funcional dos grânulos, que pode afetar o desempenho do tratamento. Deste modo, embora o sistema desta pesquisa (Investigação IV) não tenha apresentado elevado grau de granulação, este apresenta características que chegará ao percentual estabelecido pela literatura, para ser classificado como lodo granular.

7.3. Material nitrogenado

Na Figura 31 e Tabela 11, verifica-se o comportamento do nitrogênio amoniacal, durante as investigações experimentais desenvolvidas neste trabalho.

Figura 31 - Comportamento do nitrogênio amoniacal nas investigações experimentais

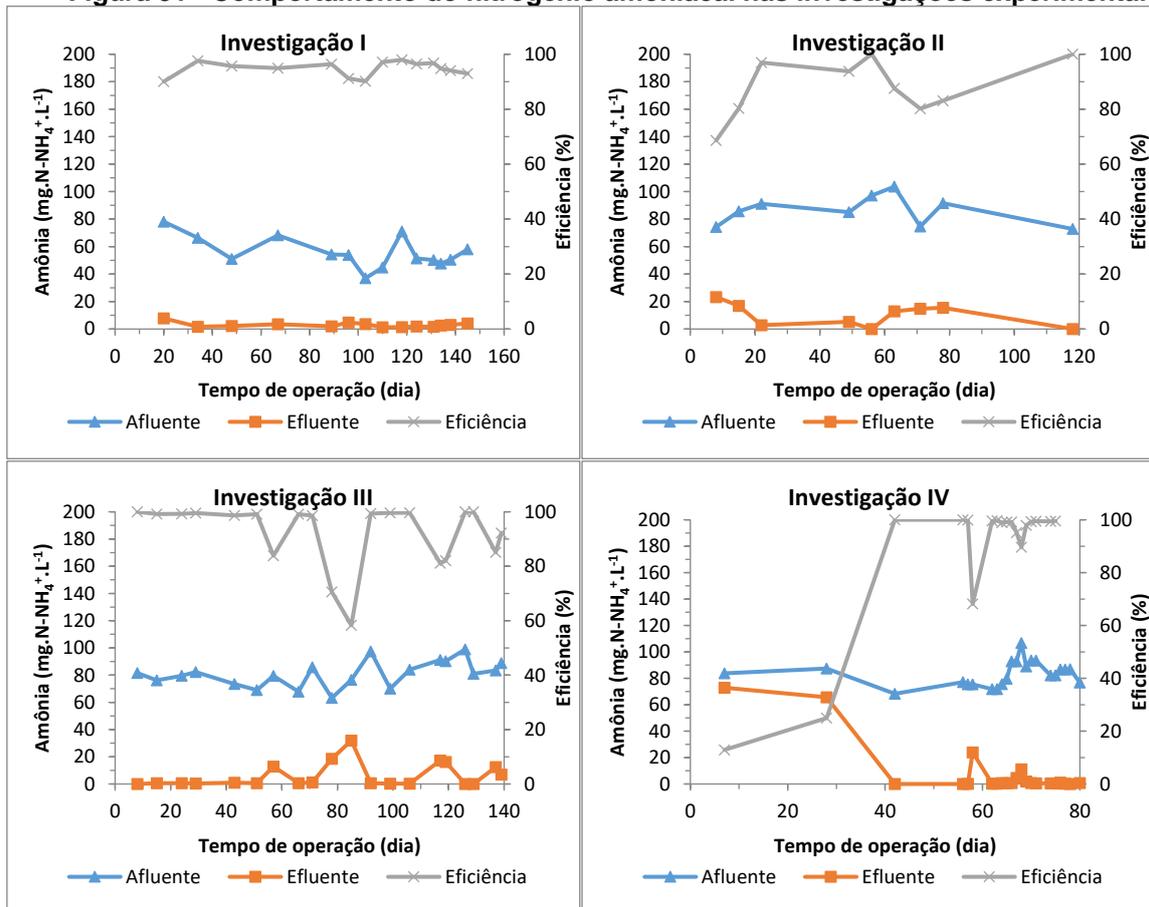


Tabela 11 - Comportamento do nitrogênio amoniacal nas investigações experimentais

Investigação	N-NH ₄ ⁺ Afluente (mg.L ⁻¹)			N-NH ₄ ⁺ Efluente (mg.L ⁻¹)			Eficiência (%)
	Média	Máx Mín	DP (±)	Média	Máx Mín	DP (±)	
I	55,9	78,1 37	11,3	2,9	7,8 1,3	1,8	97
II	86,2	103,6 72,8	10,8	10,2	23,3 0	8,4	90
III	81	98,9 63,2	9,6	6,1	31,9 0	9	89
IV	82,6	106,7 67,3	9,3	7,6	72,9 0	19,3	77

Máx: Máximo; Mín: Mínimo; DP: Desvio Padrão

Através dos dados obtidos, verifica-se que ambas as investigações foram eficientes quanto à oxidação do nitrogênio amoniacal, tendo em alguns dias específicos observado redução da eficiência de remoção, devido a problemas com o sistema de aeração, todavia após serem solucionados voltaram a apresentar elevada eficiência.

Para as frações oxidadas de nitrogênio (nitrito e nitrato), os sistemas apresentaram comportamentos distintos, conforme Figura 32 e Tabela 12.

Figura 32 - Frações oxidadas de nitrogênio nas investigações experimentais

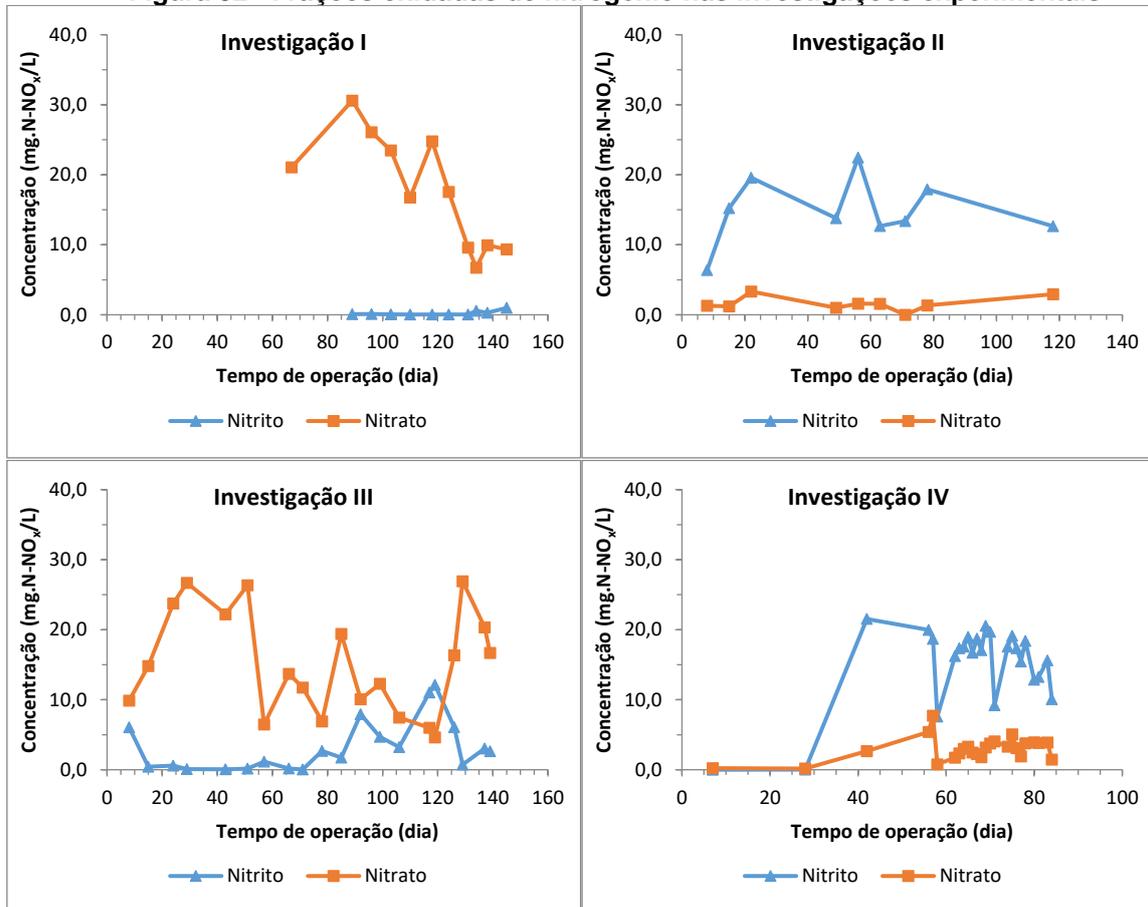


Tabela 12 - Valores das frações oxidadas de nitrogênio nas investigações experimentais

Investigação	N-NO ₂ ⁻ Efluente (mg.L ⁻¹)			N-NO ₃ ⁻ Efluente (mg.L ⁻¹)		
	Média	Máx Mín	DP (±)	Média	Máx Mín	DP (±)
I	0,2	1,0 0,0	0,3	17,8	30,6 6,7	8,1
II	14,9	22,5 6,4	4,7	1,6	3,3 0,0	1,0
III	3,2	12,1 0,0	3,7	15,1	26,9 4,6	7,4
IV	15,2	21,5 0,0	5,8	3,0	7,7 0,2	1,7

Máx: Máximo; Mín: Mínimo; DP: Desvio Padrão

A investigação I, embora não possuindo características de lodo granular aeróbio, apresentou a melhor configuração, deste trabalho, para remoção de nitrogênio, tendo este sistema obtido o maior percentual de nitrificação (97%) e baixas concentrações de nitrito (0,2 mg.L⁻¹) e nitrato (17,8 mg.L⁻¹). Verificou-se que a ocorrência da nitrificação no reator não foi prejudicada pela baixa concentração de OD (0,2 mg.OD.L⁻¹) imposta ao sistema, favorecendo também a ocorrência da desnitrificação, uma vez que o nitrato pôde ser utilizado mais eficientemente pelas heterotróficas a nitrito e logo utilizado como acceptor final de elétrons. Para esta investigação o sistema apresentou características de um reator RBS de lodo floculento operado com o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea.

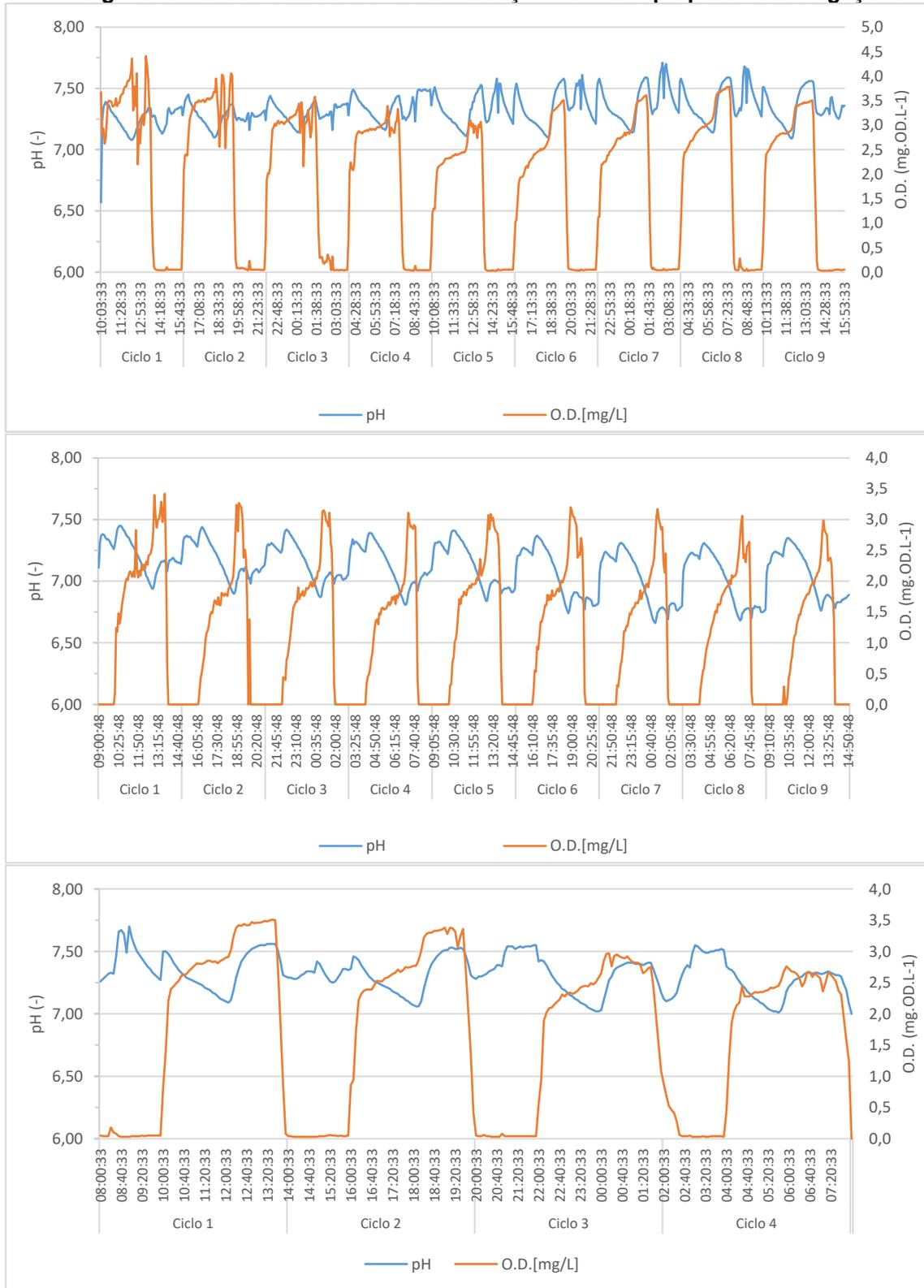
A eficiência média de oxidação do nitrogênio amoniacal constatada na investigação I confirma o que How *et al.* (2018), How *et al.* (2019) e Hu *et al.* (2005) obtiveram em seus estudos com sistemas RBS operado com baixas concentrações de OD, os quais apresentaram dados de oxidação de nitrogênio amoniacal acima de 90% para uma concentração média afluyente de 23, 22 e 35 mg.N-NH₄⁺.L⁻¹ e concentração de OD de 0,5, 0,9 e 0,5 mg.OD.L⁻¹, respectivamente.

Para as investigações II, III e IV, verifica-se que as configurações impostas foram eficientes quanto a oxidação de amônia a nitrito (nitritação), tendo a investigação III apresentado um melhor comportamento na conversão de nitrito a nitrato (nitratção). Devido o lodo destes experimentos não estar na forma de grânulos, o processo de nitrificação/desnitrificação não ocorreu de forma satisfatória, tendo em vista que as zonas anóxica e anaeróbia do lodo não eram suficientes para atender as demandas de nitrogênio disponível no meio.

Segundo Bassin *et al.* (2019), o tamanho do grânulo influencia nas etapas da remoção biológica de nitrogênio, devido à presença de partículas de maior diâmetro levar à diminuição da taxa máxima de nitrificação, possivelmente em virtude da redução da zona aeróbia dos grânulos. Por outro lado, grânulos menores favorece a eficiência de redução de amônio pela nitrificação, devido à redução da camada anaeróbia. Desta maneira, a investigação III apresentou tendência para o sucesso na remoção de nitrogênio, haja vista que essa configuração apresentou concentração inferior as demais configurações estabelecidas. Entretanto, a expectativa era que a investigação IV, com características da biomassa para formação de grânulos aeróbios, apresentasse melhor desempenho quanto a remoção de nitrogênio, porém o sistema não operou tempo suficiente para que esta expectativa pudesse ser concretizada.

Segundo Zoppas *et al.* (2016), o pH, a temperatura e a concentração de OD podem ter efeito sobre a ativação ou desativação do metabolismo das bactérias AOBs e NOBs. Deste modo, manter em evidência a importância de ter um controle permanente no sistema de tratamento de efluentes, principalmente de pH e OD, otimiza o processo de nitrificação e desnitrificação. Como forma de verificar o comportamento da concentração de OD e pH no sistema, correlacionando estes entre si, foi realizado o monitoramento de alguns ciclos de tratamento na investigação IV. Os testes foram realizados de forma contínua, coletando uma sequência de dados a cada 5 segundos, referente aos ciclos de tratamento, Figura 33.

Figura 33 - Monitoramento das concentrações de OD e pH para a investigação IV



Inicialmente os ciclos passaram pelo processo anaeróbio ($OD \cong 0 \text{ mg.O.D.L}^{-1}$), onde o material orgânico rapidamente biodegradável foi consumido por alguns organismos e também oxidado por nitrito e nitrato residual do ciclo anterior.

A partir do início do processo de aeração, a concentração de oxigênio dissolvido foi aumentada, conforme OD configurado para a investigação IV (aproximadamente de $2,0 \text{ mg.O.D.L}^{-1}$). Observa-se que mesmo utilizando um equipamento de controle, não foi possível manter fixa a concentração de OD desejada no sistema, pois em virtude do efeito de relaxação do eletrodo utilizado (quando a variação da concentração do oxigênio é tão rápida que a inércia do eletrodo não permite acompanhar tal variação) o valor de OD medido ultrapassou o valor desejado.

Durante o período da aeração inicia-se o processo da nitrificação, na qual há uma redução no valor do pH, provocado pela liberação de prótons (ANTILEO *et al.* 2013). A medida que se inicia o processo da desnitrificação ocorre a elevação do valor do pH (ZOOPAS *et al.*, 2016), período este no qual é necessário material orgânico residual e baixa concentração de OD, para que este seja oxidado pelo nitrato.

Com base nos gráficos obtidos, pôde ser verificado que à medida que a nitrificação foi concluída nos ciclos de tratamento e iniciou-se a desnitrificação, verificado pelos valores do pH, em paralelo foi evidenciado um aumento na concentração de OD, mostrando que a aeração fornecida já era excessiva e que poderia ser reduzida, para mitigar os gastos de energia com aeração e o nitrato pudesse ser utilizado como fonte de oxigênio.

7.4. Ortofosfato

Conforme Figura 34 e Tabela 13, foi realizado o monitoramento do ortofosfato nos sistemas experimentais.

Figura 34 - Concentração de ortofosfato nas investigações experimentais

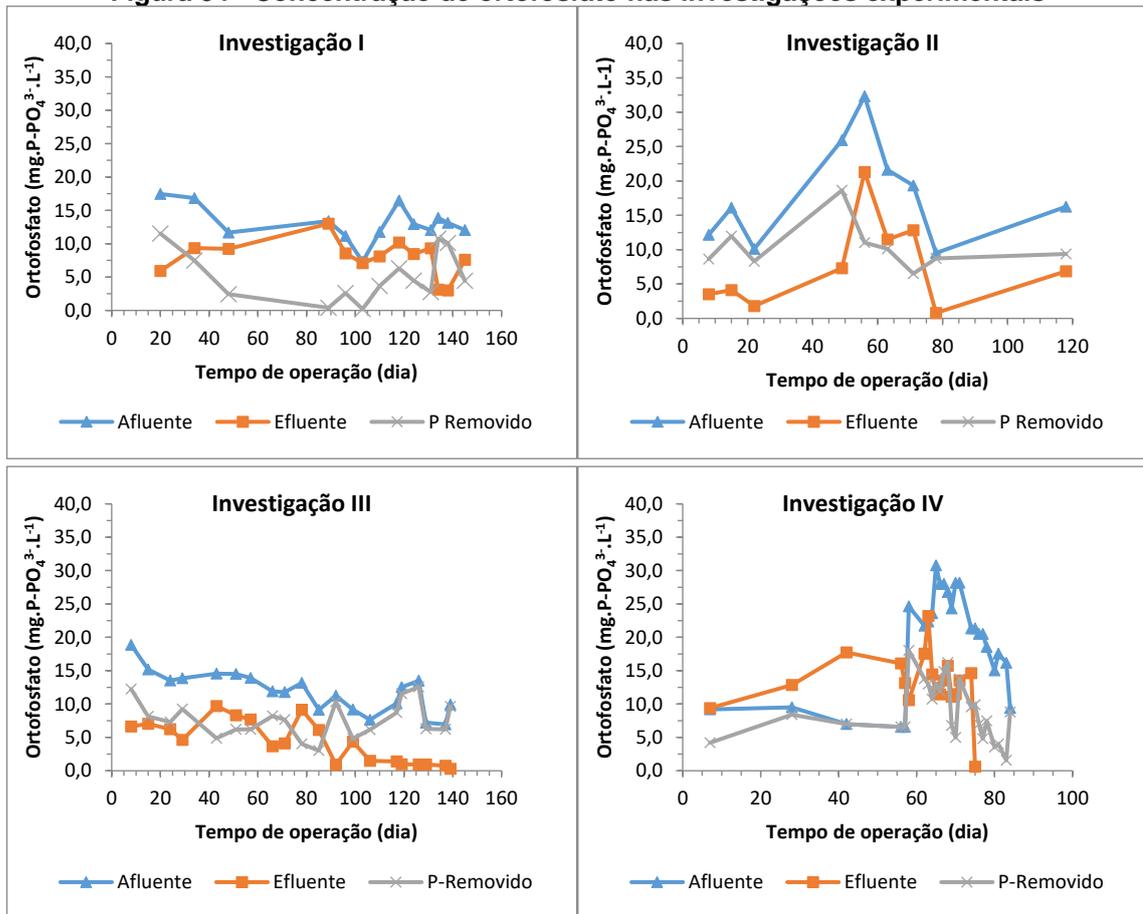


Tabela 13 – Valores de ortofosfato nos sistemas experimentais

Investigação	P-PO ₄ ³⁻ Afluyente (mg.L ⁻¹)			P-PO ₄ ³⁻ Efluente (mg.L ⁻¹)			P-Absorvido (mg.L ⁻¹)			Eficiência (%)
	Média	Máx Mín	DP (±)	Média	Máx Mín	DP (±)	Média	Máx Mín	DP (±)	
I	13,1	17,5 7,3	2,7	7,9	13,0 3,0	2,7	5,2	11,5 0,2	3,8	43
II	18,2	32,3 9,5	7,6	7,8	21,3 0,8	6,5	10,4	18,6 6,5	3,5	63
III	11,9	18,9 7,0	3,0	4,3	9,7 0,3	3,2	7,7	12,6 3,0	2,7	66
IV	19,4	30,8 6,6	7,6	10,4	23,2 0	6,3	9,1	18,0 1,6	4,3	52

Máx: Máximo; Mín: Mínimo; DP: Desvio Padrão

A partir dos dados obtidos verifica-se que o sistema da investigação I apresentou a menor média de absorção de fósforo, 5,2 mg.P-PO₄³⁻.L⁻¹, quando comparado as investigações II, III e IV, que apresentaram valores médios iguais a 10,4; 7,7 e 9,1 mg.P-PO₄³⁻.L⁻¹, respectivamente. Porém, verifica-se que ao longo do período experimental os sistemas apresentaram absorções máximas de fósforo durante a fase de aeração de 11,5; 18,6; 12,6 e 18 mg.P-PO₄³⁻.L⁻¹.

Segundo Van Haandel e Marais (1999), a concentração de fósforo total usualmente encontrada no esgoto sanitário do Brasil oscila, frequentemente, em torno de 5 a 8 mg.L⁻¹. Deste modo, verifica-se que o consumo de fósforo nos sistemas foi bem superior as concentrações que usualmente é identificada em esgoto doméstico.

Segundo Bassin (2011), a quantidade de fósforo presente no lodo de processos de remoção avançada de fósforo pode alcançar de 4 a 5% da matéria seca total, quantidade duas a três vezes maior que a concentração de fósforo encontrada na biomassa de sistemas convencionais de lodos ativados (1,5 - 2,0% da matéria seca total). Para os experimentos deste trabalho foi possível verificar que os sistemas que apresentaram processo de granulação (investigações II e IV) tiveram maior capacidade de absorção de fósforo por quantidade de material orgânico, sendo os resultados obtidos aproximadamente 2,5 vezes mais elevada que nos sistemas de lodos ativados convencional (considerando absorção do sistema convencional, segundo Van Haandel e Marais (1999), igual a 0,006 mg.P.mg.DQO⁻¹) Tabela 14.

Tabela 14 - Valores de absorção de ortofosfato por quantidade de DQO

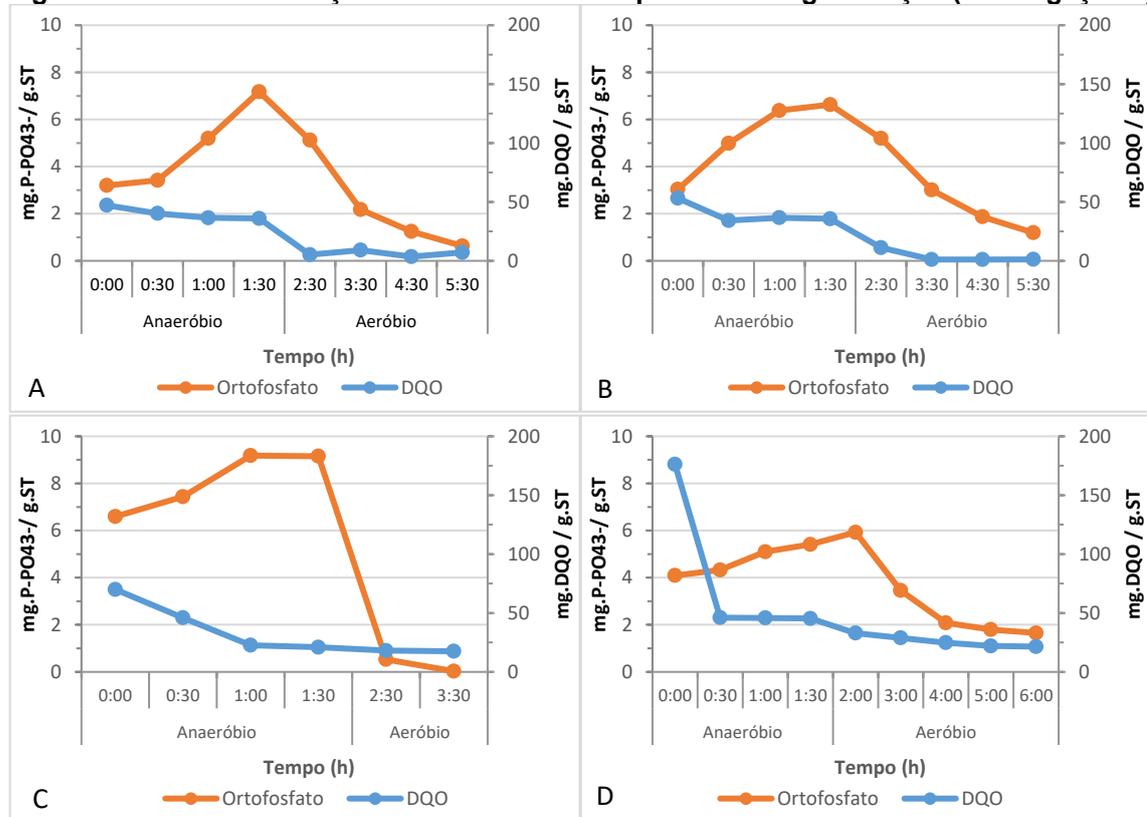
Investigação	DQO _{média}		mg.P/mg.DQO	mg.P/mg.DQO	X
	Afluente	Efluente	Afluente	P-Absorvido	
I	499	52	0,026	0,012	1,9
II	824	98	0,022	0,014	2,4
III	893	111	0,013	0,010	1,6
IV	674	71	0,029	0,015	2,5

X: Quantidade de vezes maior que o sistema de lodo convencional

Diversas pesquisas, em escala de laboratório (ZENG, 2003, DE KREUK; HEIJNEN e VAN LOOSDRECHT, 2005, BARR *et al.*, 2010, GONZALEZ-GIL e HOLLIGER, 2011, FRANCA *et al.*, 2015) e em escala real (GIESEN, *et al.*, 2013, PRONK *et al.*, 2015), tem provado que o sistema operado com lodo aeróbio granular é eficiente na remoção de fósforo em águas residuais, todavia não tem sido comum a verificação da capacidade máxima de absorção de fósforo pelos PAO's.

Visando acompanhar o processo de liberação e absorção de fósforo, relacionando ao consumo de material orgânico pelo lodo aeróbio em processo de granulação, foram realizados testes de biodesfosfatação na investigação II, que consistiu na adição de material orgânico solúvel na forma de acetato a uma amostra de lodo aeróbio com concentração de sólidos totais conhecida, e verificado ao longo do tempo o consumo de DQO e ortofosfato, simulando uma batelada de tratamento, Figura 35. Para os testes executados foi considerado um período anaeróbio de uma hora e trinta minutos seguido de um período aeróbio.

Figura 35 - Biodesfosfatação do lodo aeróbio em processo de granulação (Investigação II)



A partir dos resultados obtidos nos testes verifica-se que durante o período anaeróbio ocorre a liberação máxima de fósforo pelos PAO's, para consumo do material orgânico solúvel. Ao longo do período aeróbio estes organismos voltam a absorver o fósforo liberado inicialmente e o material orgânico residual é oxidado. Os testes realizados apontam para um elevado armazenamento do fósforo pelos PAO's, sendo verificada a liberação máxima de 7,2; 6,6; 9,2 e 5,9 mg.P-PO₄³⁻.g.ST, para os testes A, B, C e D, respectivamente.

Pelos testes de biodesfosfatação realizados verifica-se o tempo de ciclo dos sistemas biológicos é muito dinâmico e, dependendo da concentração da biomassa no sistema, das características físico-químicas do afluente e da concentração efluente que se pretende chegar, os ciclos de tratamento precisam ser auto ajustáveis, garantindo a otimização do tratamento, no menor tempo e com a maior qualidade possível.

8. Conclusões

Todas as investigações experimentais apresentaram lodo com boa qualidade de sedimentação, com base nas constantes de compressibilidade e velocidade de sedimentação obtidas. Entretanto, para as investigações II e IV foi possível obter lodo com característica granular, tendo as constantes de Vesilind na faixa de k igual a $0,2 \text{ L.g}^{-1}$, V_0 maior que 10 m.h^{-1} , IVL_{30} próximo de 50 mL.g^{-1} , relação IVL_{30}/IVL_5 média crescente de aproximadamente 60% e porcentagem de grânulos também crescente, atingindo valor máximo de até 50%, sendo este lodo considerado parcialmente granular.

O teste de sedimentabilidade dinâmica apresenta-se como uma alternativa confiável para determinação do sistema LGA, quando comparado ao tradicional teste do IVL. Este analisa a capacidade de sedimentação individual das partículas de lodo, a qual associado ao teste de granulometria possibilita a determinação da formação de grânulos no sistema, mesmo quando estes se apresentarem com diâmetro próximo a $0,200 \text{ mm}$.

A investigação I, embora não apresentando características de lodo granular aeróbio, apresentou boa capacidade de nitrificação e concentração de nitrato de $17,81 \text{ mg.L}^{-1}$, tendo este sistema características de reatores com nitrificação e desnitrificação simultânea. O modelo matemático estabelecido, com base na literatura, serviu como ferramenta para estimar a concentração ideal de OD ($0,2 < \text{OD} < 0,3 \text{ mg.O.D.L}^{-1}$) que deve ser imposta ao sistema de biomassa floculenta, quando se deseja o processo de nitrificação e desnitrificação simultânea.

Em relação a formação de biomassa verificou-se que o sistema com característica granular, identificado na investigação IV, apresentou maior crescimento da biomassa do reator ($4,16 \text{ g.SST.L}^{-1}$), sendo a biomassa floculenta, de lenta sedimentação, descarregada juntamente com o efluente, devido ao curto tempo de sedimentação imposto pelo método da seleção por pressão.

As investigações II e IV mostraram desempenho semelhantes quanto aos processos de nitrificação e desnitrificação, apresentando concentrações no efluente de 15 mg.N-NO_2^- e baixas concentrações de nitrato ($1,6$ e $3,0 \text{ mg.N-NO}_3^-$, respectivamente), devido a não formação completa dos grânulos e conseqüente ausência das zonas aeróbias/anóxicas/anaeróbias bem definidas, além de alta absorção de ortofosfato pela biomassa.

A adição de ortofosfato extra ao esgoto bruto, como forma de não limitar a atuação dos PAO's, foi relevante tendo em vista que os sistemas apresentaram remoções de até 11,5; 18,6; 12,6 e 18,0 mg.P-PO₄³⁻L⁻¹, investigações I, II, III e IV respectivamente, concentrações estas maiores que a identificadas no esgoto doméstico, confirmando o que afirma a literatura quanto as elevadas absorções de fósforo nos sistemas LGA.

Em virtude da oscilação nas concentrações físico-químicas do afluente estudado, manter a estabilidade dos sistemas foi uma tarefa complexa, haja vista que não houve um padrão de fornecimento de esgoto bruto para o reator. Nesta feita, os grânulos formados se apresentaram mais frágeis e de fácil desintegração, requerendo para tanto um maior tempo de operação de reator, para que o lodo formado fosse em sua maioria granular.

Em virtude da pandemia de COVID-19 houve limitação de prosseguimento com a pesquisa. Por esta razão não foi possível atingir a totalidade da granulometria de lodo desejada, objetivo maior deste trabalho. Porém as investigações II e IV mostraram melhor eficiência de tratamento e melhores tendências de granulação do lodo.

REFERÊNCIAS

- ABDULLAH, N.; YUZIR, A.; CURTIS, T. P.; YAHYA, A.; UJANG, Z. Characterization of aerobic granular sludge treating high strength agro-based wastewater at different volumetric loadings. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 181 – 187, 2013.
- ANA, Agência Nacional de Águas. **Conjuntura de Recursos Hídricos no Brasil 2020**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2017. Disponível em: <<http://conjuntura.ana.gov.br/static/media/conjuntura-completo.23309814.pdf>> . Acesso em: 12 de janeiro de 2021.
- ANTILEO, C. *et al.* Actuators monitoring system for real-time control of nitrification-denitrification via nitrite on long term operation. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, p. 467–478, 2013.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC, 22th ed. 2012.
- ARDERN, E.; LOCKETT, W. T. Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. **Journal of the society of chemical industry**, v. 33, n. 10, p. 523-539, 1914.
- BARR, J. J.; COOK, A. E.; BOND, P. L. Granule formation mechanisms within an aerobic wastewater system for phosphorus removal. **Applied and environmental microbiology**, 2010, 76.22: 7588-7597.
- BARROS, A. R. M.; ROLLEMBERG, S. L. S.; SANTOS, A. F.; FIRMINO, P. I. M.; SANTOS, A. B. Avaliação da nitrificação e desnitrificação simultânea em grânulos aeróbios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30°. 16 a 19 jun. 2019, Natal, no Rio Grande do Norte. Anais [...] Natal, no Rio Grande do Norte, 2019.
- BASSIN, J. P. Remoção Biológica de Nutrientes em Sistemas Compactos e Estudo da Diversidade Microbiana por Técnicas de Biologia Molecular. 2012. 209 f. 2012. Tese (Doutorado)-Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- BASSIN, J. P. *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. **Water research**, 2012, 46.12: 3805-3816.
- BASSIN, J. P. *et al.* Influência das condições operacionais na estabilidade de um reator de lodo granular aeróbio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30°. 16 a 19 jun. 2019, Natal, no Rio Grande do Norte. Anais [...] Natal, no Rio Grande do Norte, 2019.
- BENGTSSON, S., *et al.* A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies. **Environmental technology**, 2018, 40.21: 2769-2778.

BEUN, J. J. *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 33, n. 10, p. 2283-2290, 1999.

BIN, Zhang *et al.* Dynamic and distribution of ammonia-oxidizing bacteria communities during sludge granulation in an anaerobic–aerobic sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 45, n. 18, p. 6207-6216, 2011.

BRASIL. Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil / Agência Nacional de Águas. - Brasília: ANA, 2020

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2020. 129 p. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em: 10 jan. 2021.

CARTA, F., *et al.* Simultaneous storage and degradation of PHB and glycogen in activated sludge cultures. **Water research**, 2001, 35.11: 2693-2701.

COSTA, J. A. DA *et al.* Eutrophication in aquatic ecosystems: a scientometric study. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, n. 0, 12 mar. 2018.

CONAMA, **Resolução. 357/2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, 2005.

CONAMA, **Resolução. 430/2011**. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, 2011.

DE BRUIN, L. M. M. *et al.* Aerobic granular sludge technology: an alternative to activated sludge?. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11-12, p. 1-7, 2004.

DE FIGUEIRÊDO, M. C. B. *et al.* Evaluation of reservoirs environmental vulnerability to eutrophication | Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, p. 399–409, 2007.

DE KREUK, M. K. **Aerobic granular sludge: scaling up a new technology**. 2006. Tese de Doutorado. TU Delft, Delft University of Technology.

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**, v. 90, n. 6, p. 761-769, 2005.

DE KREUK, M. K.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. **Water research**, v. 39, n. 18, p. 4476-4484, 2005a.

DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability.pdf. **Water Science and Technology**, v. 49, p. 9–17, 2004.

DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. Formation of aerobic granules with domestic sewage. **Journal of Environmental Engineering**, v. 132, n. 6, p. 694-697, 2006.

DE KREUK, M. K.; KISHIDA, N.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Aerobic granular sludge - State of the art. **Water Science and Technology**, v. 55, n. 8–9, p. 75–81, 2007.

DE PAULA, L. G. A. *et al.* Estudo comparativo da determinação experimental das constantes de sedimentabilidade de lodos ativados. **Revista DAE**. 67. 51-61. 10.4322/dae.2018.006, 2018.

DEVLIN, T. R. *et al.* Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 229–235, 2017.

ERŞAN, Yusuf Çağatay; ERGUDER, Tuba Hande. The effect of seed sludge type on aerobic granulation via anoxic–aerobic operation. **Environmental technology**, 2014, 35.23: 2928-2939.

ETTERER, T.; WILDERER, P. A. Generation and properties of aerobic granular sludge. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 3, p. 19–26, 2001.

FERNANDES, H.; JUNGLES, M. K.; HOFFMANN, H.; *et al.* Full-scale sequencing batch reactor (SBR) for domestic wastewater: Performance and diversity of microbial communities. **Bioresource Technology**, v. 132, p. 262–268, 2013.

FLOWERS, J. J. *et al.* Denitrification capabilities of two biological phosphorus removal sludges dominated by different ‘Candidatus Accumulibacter’ clades. **Environmental microbiology reports**, 2009, 1.6: 583-588.

FRANCA, R. D. G., *et al.* Effect of an azo dye on the performance of an aerobic granular sludge sequencing batch reactor treating a simulated textile wastewater. **Water research**, 2015, 85: 327-336.

FROÉS, C. M. V. **Avaliação do desempenho da Estação de Tratamento de Esgotos do Conjunto Habitacional de Morro Alto com Ênfase na Teoria do Fluxo de Sólidos Limite**. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte MG, 129 p, 1996.

GAO, D. *et al.* Aerobic granular sludge: characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. **Critical reviews in biotechnology**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 137–152, 2011. DOI 10.3109/07388551.2010.497961. Disponível em: <http://search-ebscobost-com.ez1.periodicos.capes.gov.br/login.aspx?direct=true&db=mdc&AN=20919817&lang=pt-br&site=ehost-live>. Acesso em: 10 maio. 2020.

GIESEN, A. *et al.* Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. **Water Practice and Technology**, v. 8, n. 1, p. 47-54, 2013.

GONZALEZ-GIL, G; HOLLIGER, C. Dynamics of microbial community structure of and enhanced biological phosphorus removal by aerobic granules cultivated on propionate or acetate. **Applied and environmental microbiology**, 2011, 77.22: 8041-8051.

GUO, H.; ZHOU, J.; ZHANG, S.; *et al.* Characteristics of nitrogen and phosphorus removal in a sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, p. S110–S113, 2011.

HE, Qiulai, *et al.* Enhanced nitrogen removal in an aerobic granular sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal with low superficial gas velocity. **Chemical Engineering Journal**, 2017, 326: 1223-1231.

HE, Qiulai, *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in aerobic granular sequencing batch reactors with high aeration intensity: Impact of aeration time. **Bioresource technology**, 2018, 263: 214-222.

HENRIQUE, I. N. *et al.* Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, p. 197–204, 2010.

HOCAOGLU, S. M. *et al.* Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 6, p. 4333–4340, 2011.

HOW, S. W. *et al.* Low-dissolved-oxygen nitrification in tropical sewage: An investigation on potential, performance and functional microbial community. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 9, p. 2274–2283, 2018.

HOW, S. W. *et al.* Enhanced nitrogen removal in an anoxic-oxic-anoxic process treating low COD/N tropical wastewater: Low-dissolved oxygen nitrification and utilization of slowly-biodegradable COD for denitrification. **Science of the Total Environment**, v. 693, p. 133526, 2019.

HU, L. *et al.* Study on performance characteristics of SBR under limited dissolved oxygen. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 1, p. 293–296, 2005.

HU, Z. *et al.* Nitrogen Removal by a Nitrification-Anammox Bioreactor at Low Temperature. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 79, n. 8, p. 2807–2812, 15 abr. 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA - IBGE. 2008. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro. 219p. Disponível em: < <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/imprensa/ppts/0000000105.pdf> >. Acessado em 15 janeiro 2019.

JARAMILLO, F. *et al.* Advanced strategies to improve nitrification process in sequencing batch reactors - A review. **Journal of Environmental Management**, v. 218, p. 154–164, 2018.

JENKINS, D; WANNER, J (Ed.). **Activated sludge-100 years and counting**. IWA publishing, 2014.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6° ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. ABES. Rio de Janeiro 2011.

JUDD, Simon. **The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment**. Elsevier, 2010.

JU L.-K.; HUANG, L.; TRIVERDI, H. Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in Single-Tank Low-Dissolved-Oxygen Systems Under Cyclic Aeration. **Water Environment Research**. V. 79, n. 8. 2007. pp. 912-920.

JUNGLES, M. K.; CAMPOS, J. L.; COSTA, R. H. R.. Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. Braz. **J. Chem. Eng.**, São Paulo , v. 31, n. 1, p. 27-33, Mar. 2014 . <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-66322014000100004>.

KASPRZYK, M.; GAJEWSKA, M. Preliminary results from application Phoslock® to remove phosphorus compounds from wastewater. **Journal of Ecological Engineering**, v. 18, n. 4, p. 82–89, 2017.

LEITÃO, R. C. Robustness of UASB reactors treating sewage under tropical conditions. 2004.160p. PhD Thesis, Wageningen University, Wageningen, Netherlands, 2004.

LETTINGA, G. A. F. M. *et al.* Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. **Biotechnology and bioengineering**, v. 22, n. 4, p. 699-734, 1980.

LI, X. M. *et al.* Simultaneous phosphorus and nitrogen removal by aerobic granular sludge in single SBR system. Aerobic granular sludge. London, UK: **IWA**. p, p. 71-78, 2005.

LI, Jun *et al.* Aerobic sludge granulation in a Reverse Flow Baffled Reactor (RFBR) operated in continuous-flow mode for wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 149, p. 437-444, 2015.

LIMA, J. F. *et al.* AVALIAÇÃO DA SEDIMENTABILIDADE DE BIOMASSA GRANULAR E FLOCULENTA EM SISTEMAS DE LODO ATIVADO. **HOLOS**, [S.l.], v. 3, p. 319-331, jul. 2014. ISSN 1807-1600. Disponível em: <<https://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/1916>>. Acesso em: 07 fev. 2022. doi:<https://doi.org/10.15628/holos.2014.1916>.

LIU, Y. *et al.* Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment. **Bioresource technology**, v. 101, n. 3, p. 901-906, 2010.

LIU, Yongjun *et al.* Regulation of aerobic granular sludge reformulation after granular sludge broken: effect of poly aluminum chloride (PAC). **Bioresource technology**, v. 158, p. 201-208, 2014.

LIU, Y; TAY, Joo-Hwa. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. **Biotechnology advances**, v. 22, n. 7, p. 533-563, 2004.

LIU, Yong-Qiang *et al.* Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 46, n. 6, p. 520-525, 2010.

MAHVI, A. H. Sequencing batch reactor: a promising technology in wastewater treatment. **Iran. J. Environ. Health Sci.**, v. 5, p. 79–90, 2008.

MARSILI-LIBELLI, S.; SPAGNI, A.; SUSINI, R. Intelligent monitoring system for long-term control of Sequencing Batch Reactors. **Water Science and Technology**, v. 57, n. 3, p. 431–438, 2008.

MARTINS, A. M. P.; HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 62, n. 5, p. 586-593, 2003.

MISHIMA, K.; NAKAMURA, M. Self-immobilization of aerobic activated sludge—a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment. **Water Science and Technology**, v. 23, n. 4-6, p. 981-990, 1991.

MOKHAYERI, Yalda; RIFFAT, Rumana; TAKACS, Imre; *et al.* Characterizing denitrification kinetics at cold temperature using various carbon sources in lab-scale sequencing batch reactors. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 1, p. 233–238, 2008.

MOHLMAN, M. L. The Sludge Index. In: **Sew. Works J.**, 6(1):119, 1934

MORGENROTH, E. *et al.* Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 31, n. 12, p. 3191-3194, 1997.

MOSQUERA-CORRAL, A. *et al.* Efeitos da concentração de oxigênio na remoção de N em um reator aeróbio de lodo granular. **Water Research**, v. 39, n. 12, p. 2676-2686, 2005.

MUÑOZ, C. *et al.* Supervisory control system to enhance partial nitrification in an activated sludge reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 145, n. 3, p. 453–460, 2009.

- NANCHARAI, Y. V.; REDDY, G. Kiran Kumar. Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource technology**, v. 247, p. 1128-1143, 2018.
- NEREDA. Aerobic Granular Sludge Demonstration. 2017.
- NI, Bing-Jie *et al.* Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. **Water Research**, v. 43, n. 3, p. 751-761, 2009.
- OKOH, Anthony I. *et al.* Wastewater treatment plants as a source of microbial pathogens in receiving watersheds. **African Journal of Biotechnology**, v. 6, n. 25, 2007.
- PISHGAR, R. *et al.* Influence of operation mode and wastewater strength on aerobic granulation at pilot scale: Startup period, granular sludge characteristics, and effluent quality. **Water research**, 2019, 160: 81-96.
- PRONK, M. *et al.* Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water research**, v. 84, p. 207-217, 2015.
- QIN, L.; TAY, J. H.; LIU, Y. Selection pressure is a driving force of aerobic granulation in sequencing batch reactors. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 5, p. 579-584, 2004.
- QINGJUAN, MENG; FENGLIN, YANG; LIFEN, LIU; *et al.* Effects of COD/N ratio and DO concentration on simultaneous nitrification and denitrification in an airlift internal circulation membrane bioreactor. v. 20, n. 8, p. 7.
- ROCKTASCHEL, T. *et al.* Influence of the Granulation Grade on The Concentration of Suspended Solids in the effluent of a Pilot scale Sequencing Batch Reactor Operated With Aerobic Granular Sludge. **Separation and Purification Technology**, Elsevier Ltda, v. 142, p. 7, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.01.013>.
- RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer**. 5th ed. Paris: Dunod, 1975.
- RODRÍGUEZ, D. C.; RAMÍREZ, O.; MESA, G. P. Behavior of nitrifying and denitrifying bacteria in a sequencing batch reactor for the removal of ammoniacal nitrogen and organic matter. **Desalination**, v. 273, n. 2-3, p. 447-452, 2011.
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource technology**, 2018.
- ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 3, p. 439-449, 2020.
- SALES, M. A. M. P. **Lodo aeróbio granular: remoção de nutrientes de esgoto sanitário e dinâmica das substâncias poliméricas extracelulares**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco, 2018.

SARMA, S. J; TAY, J. **Environ. Sci.: Water Res. Technol.**, 2017, DOI: 10.1039/C7EW00148G.

SCHWARZENBECK, N.; ERLEY, R.; WILDERER, P. A. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11-12, p. 41-46, 2004.

SILVA, M. V. *et al.* II-552-Influência da concentração de oxigênio dissolvido na remoção de nitrogênio e matéria orgânica em um biorreator de membrana submersa operado em condição de nitrificação e desnitrificação simultânea. São Paulo – SP, **Congresso ABES/ FENASAN**, 2017.

SILVA, P. M. J. **Avaliação das diferentes condições operacionais na formação de grânulos aeróbios utilizando reatores em bateladas sequenciais na remoção de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário.** Tese (Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco, 2017.

SINGH, Mohini; SRIVASTAVA, R. K. Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review. **Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering**, v. 6, n. 1, p. 3–13, 2011.

SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Avaliação de Reator em Batelada Sequencial (SBR) no Pós-Tratamento de Efluente de Reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, 6(1-2): 9-16, 2001.

SZABÓ, E. *et al.* Microbial population dynamics and ecosystem functions of anoxic/aerobic granular sludge in sequencing batch reactors operated at different organic loading rates. **Frontiers in microbiology**, 2017, 8: 770.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação.** epgraf, 1999.

VAN HAANDEL, A. C.; KATO, M.; VON SPERLING, M. Remoção biológica de nitrogênio: Aplicações para o sistema de lodo ativado. In: F. S. B. Mota; M. Von Sperling (Eds.); Nutrientes de Esgoto Sanitário: Utilização e remoção, 2009. Rio de Janeiro: ABES.

VAN HAANDEL, A.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook of biological wastewater treatment.** IWA publishing, 2012.

VON SPERLING, M. Dimensionamento de lodo ativado por batelada utilizando os princípios da teoria do fluxo de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 147-156, 2001.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados.** 3. Ed. Belo Horizonte: UFMG, 2012

WAGNER, J; DA COSTA, R. H. R. Reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios: estudo da formação dos grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 2, pp. 269-278, 2015. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000078980>>. ISSN 1809-4457.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000078980>.

WANG, S. G.; GAI, L. H.; ZHAO L. J.; FAN, M. H.; GONG, W. X.; GAO, B. Y.; MA, Y. Aerobic granules for low-strength wastewater treatment: formation, structure, and microbial community. **Journal of Chemical Technology Biotechnology**, v. 84, p, 1015 – 1020, 2009.

WANG, Y. *et al.* Comparison of performance, microorganism populations, and bio-physiochemical properties of granular and flocculent sludge from denitrifying phosphorus removal reactors. **Chemical Engineering Journal**, 2015, 262: 49-58.

WEI, S. P. *et al.* Flocs in disguise? High granule abundance found in continuous-flow activated sludge treatment plants. **Water Research**, 2020, 115865.

WEISSBRODT, D. G. *et al.* Assessment of bacterial and structural dynamics in aerobic granular biofilms. **Frontiers in Microbiology**, 2013. v. 4, p. 1–18.

WINKLER, M. H., BASSIN, J.P., KLEEREBEZEM, R., DE BRUIN, L.M.M., VAN DEN BRAND, T.P.H., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO-GAO competition at high temperatures. **Water Research**, v. 45, pp. 3291-3299, 2011.

WINKLER, M. H. *et al.* An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater. **Chemical Engineering Journal**, 2018, 336: 489-502.

WORLD HEALTH ORGANIZATION; WHO/UNICEF JOINT WATER SUPPLY; SANITATION MONITORING PROGRAMME. **Progress on sanitation and drinking water: 2015 update and MDG assessment**. World Health Organization, 2015.

XAVIER, J. A. *et al.* Granulação natural em reator operado em bateladas sequenciais: características dos grânulos e desempenho no tratamento de esgoto sanitário. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro , v. 23, n. 6, p. 1067-1077, Dec. 2018.

YANG, S. F.; LIU, Q. S.; TAY, J. H.; LIU, Y. Growth kinetics of aerobic granules developed in sequencing batch reactors. **Letters in Applied Microbiology**, v. 38, p. 106 – 112, 2004.

YANG, S.; YANG, F. Nitrogen removal via short-cut simultaneous nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 195, p. 318–323, 2011.

YE, W. R.; THOMAS, S. M. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. *Current Opinion in Microbiology*, 2001, 4.3: 307-312.

ZENG, R. J., *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor. **Biotechnology and bioengineering**, 2003, 84.2: 170-178.

ZHANG, Y. *et al.* Evaluation of simultaneous nitrification and denitrification under controlled conditions by an aerobic denitrifier culture. **Bioresource Technology**, v. 175, n. 3, p. 602–605, 2015.

ZHU, L. *et al.* Correlation analysis of major control factors for the formation and stabilization of aerobic granule. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, n. 5, p. 3165-3175, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1202-8>

ZIELINSKA, M. *et al.* Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations. **Journal of Environmental Sciences** (China), v. 24, n. 6, p. 990–998, 2012.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 29–42, 2016.