

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS**  
**GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

Samuel Campos de Carvalho

**LODO GRANULAR AERÓBIO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIO E  
INDUSTRIAL**

Uberlândia, MG  
Setembro de 2023

UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

SAMUEL CAMPOS DE CARVALHO

LODO GRANULAR AERÓBIO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIO E  
INDUSTRIAL

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao Instituto de Ciências  
Agrárias da Universidade Federal de  
Uberlândia, como requisito para  
obtenção do título de Bacharel em  
Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ismarley Lage  
Horta Morais.

Uberlândia, MG  
Setembro de 2023

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu pai e minha mãe pelo amor, carinho e apoio infinito dentro e fora da faculdade.

Ao meu orientador, Ismarley, pela paciência e conhecimento compartilhado ao longo de todo esse tempo.

Aos professores, técnicos e funcionários da engenharia ambiental pela participação no meu processo de formação como pessoa e profissional.

Ao Laboratório de Saneamento (LABSAN), por me receber durante a execução dos experimentos e a Marcilene Bernardo pela ajuda nos ensaios iniciais, companhia e esclarecimento de dúvidas.

A Universidade federal de Uberlândia por fornecer toda a infraestrutura e por permitir que essa pesquisa e toda a formação fosse realizada.

Aos meus amigos que fizeram toda jornada mais alegre e mais leve e ajudaram nos dias mais difíceis mesmo sem saberem.

No mais agradeço a todos que participaram direta ou indiretamente durante toda a trajetória na UFU.

## RESUMO

Nas últimas décadas, pesquisas que utilizam lodo granular aeróbio (LGA) para tratamento dos mais diversos efluentes vem sendo realizadas no mundo em diferentes condições climáticas e escalas, é notável também o crescimento do número de estações de tratamento que utilizam esta tecnologia pelo mundo. Esta tecnologia se apresenta como uma alternativa para o tratamento com lodos ativados e como mais uma opção de tratamento aeróbio com alto potencial de remoção de matéria orgânica e nutrientes, como já demonstrado por alguns estudos que alcançam remoções maiores que 90%, também apresenta a vantagem de não ser necessária a recirculação de lodo e apresentar gasto de energia reduzido. Entretanto, existem relatos de instabilidade da biomassa, formação de grânulos pequenos, acúmulo de nitrito entre outras questões. Nesse presente trabalho foram operados em paralelo dois reatores em batelada sequencial, um alimentado com efluente sintético de laticínio (R1) e outro alimentado com efluente sanitário da cidade de Uberlândia (R2) ambos utilizando LGA, com o objetivo de comparar a utilização do lodo granular aeróbio na remoção de nutrientes e matéria orgânica de dois efluentes distintos. Os dois reatores apresentaram elevadas eficiências de remoção de DQO, com valores superiores a 93% e 92% respectivamente, na remoção de fósforo o R1 apresentou eficiência de 75,12% e o R2 de 96,16%, quanto a remoção de nitrato no R1 foi observado eficiência de 46,61% e no R2 os valores foram negativos, demonstrando um acúmulo de nitrato e um problema no processo de desnitrificação. As velocidades de sedimentação apresentadas foram de 21,02 m.h<sup>-1</sup> para o R1 e 28,41 m.h<sup>-1</sup> para o R2. O trabalho demonstra que o uso do lodo granular aeróbio para tratamento desses dois efluentes é uma opção que pode ser levada em consideração devido à alta eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes apresentada.

**Palavras-chave:** Remoção de nutrientes; Remoção de matéria orgânica; Lodo granular aeróbio;

## ABSTRACT

In recent decades, research using aerobic granular sludge (AGS) to treat the most diverse effluents has been carried out around the world in different climatic conditions and scales. The growth in the number of treatment plants that use this technology around the world is also notable. This technology presents itself as an alternative to treatment with activated sludge and as another aerobic treatment option with a high potential for removing organic matter and nutrients, as already demonstrated by some studies that achieve removals greater than 90%, it also presents the advantage sludge recirculation is not necessary and has reduced energy expenditure. However, there are reports of biomass instability, formation of small granules, nitrite accumulation, among other issues. In this present work, two sequential batch reactors were operated in parallel, one fed with synthetic dairy effluent (R1) and the other fed with sewage from the city of Uberlândia (R2), both using AGS, with the aim of comparing the use of granular sludge. aerobic in the removal of nutrients and organic matter from two distinct effluents. The two reactors presented high COD removal efficiencies, with values above 93% and 92% respectively, in phosphorus removal R1 presented an efficiency of 75.12% and R2 of 96.16%, in terms of nitrate removal in the An efficiency of 46.61% was observed in R1 and in R2 the values were negative, demonstrating an accumulation of nitrate and a problem in the denitrification process. The sedimentation velocities presented were 21.02 m.h<sup>-1</sup> for R1 and 28.41 m.h<sup>-1</sup> for R2. The work demonstrates that the use of aerobic granular sludge to treat these two effluents is an option that can be taken into consideration due to the high efficiency in removing organic matter and nutrients presented.

**Keywords:** Nutrient removal; Organic matter removal; Aerobic granular sludge

## Lista de Figuras

Figura 1: Sistema de lodos ativados convencional .....	13
Figura 2: Diferença estrutural entre flocos ativados (esquerda) e grânulos (direita) .....	16
Figura 3: Remoção de nitrogênio no interior do grânulo .....	20
Figura 4: Processo EBPR .....	21
Figura 5: Reator R1 a esquerda e R2 a direita ambos com aeração desligada. ....	23
Figura 6: Reator R1 a esquerda e R2 a direita ambos com aeração ligada.....	24
Figura 7: Aparência dos efluentes tratados .....	30
Figura 8: Grânulos do Reator 2 .....	30
Figura 9: Grânulos do Reator 1 .....	31
Figura 10: Foto comparativa dos granulos dos reatores .....	31
Figura 11: Eficiência da remoção de DQO .....	32
Figura 12: Eficiência da remoção de fósforo.....	35
Figura 13: Fósforo remanescente nos reatores .....	36
Figura 14: Eficiência da remoção de nitrato.....	37
Figura 15: Temperatura interna aferida nos reatores.....	38
Figura 16: pH aferido nos reatores .....	40
Figura 17: Oxigênio dissolvido nos reatores .....	41
Figura 18: Distribuição de partículas na coluna de sedimentação (R1) .....	43
Figura 19: Distribuição de partículas na coluna de sedimentação (R2) .....	43

## **Lista de Tabelas**

Tabela 1: Características de águas residuárias das indústrias de laticínio.....	15
Tabela 2: Processo de adaptação do lodo ao efluente sanitário.....	25
Tabela 3: Composição do efluente sintético de laticínio.....	26
Tabela 4: Análises físico-químicas.....	27
Tabela 5: Características físico-químicas do efluente bruto do reator 1 e 2.....	29
Tabela 6: Concentração de DQO afluente e efluente dos reatores.....	32
Tabela 7: Sólidos suspensos totais nos reatores.....	34
Tabela 8: Sólidos suspensos voláteis nos reatores.....	34
Tabela 9: Relação entre os sólidos suspensos voláteis e os sólidos suspensos totais.....	34

# SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	9
1.1	Objetivos.....	11
1.1.1	Objetivo geral.....	11
1.1.2	Objetivo específicos.....	11
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	11
2.1	Tratamento de efluentes.....	11
2.2	Sistema de tratamento por lodos ativados.....	13
2.3	Efluente de laticínio.....	14
2.4	Lodo granular aeróbio.....	15
2.5	Remoção biológica de nutrientes.....	18
2.5.1	Remoção biológica de nitrogênio.....	18
2.5.2	Remoção biológica de fósforo.....	20
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	22
3.1	Aparato experimental.....	22
3.2	Lodo biológico.....	24
3.3	Efluente.....	25
3.4	Análises físico-químicas.....	27
3.5	Determinação da velocidade média de sedimentação.....	28
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
4.1	Operação dos reatores.....	29
4.2	Desempenho dos reatores na remoção de matéria orgânica.....	32
4.3	Análise dos sólidos nas semanas iniciais de funcionamento dos reatores.....	33
4.4	Desempenho dos reatores na remoção de fósforo.....	35
4.5	Desempenho dos reatores na remoção de nitrato.....	37
4.6	Análise do pH e temperatura.....	38
4.7	Oxigênio dissolvido.....	41
4.8	Velocidade de sedimentação.....	42
5	CONCLUSÃO.....	45
6	REFERÊNCIAS.....	46



# 1 INTRODUÇÃO

Com o aumento da população dos grandes centros urbanos e concentração cada vez maior de pessoas localizadas em área urbanas surge a necessidade da construção, implementação e aprimoramento de tecnologias para tratamento eficiente de resíduos sólidos, líquidos e gasosos. Todas essas tecnologias formam o que chamamos de “serviços de saneamento básico” que englobam serviço de coleta e transporte de resíduos sólidos, tratamento de água, drenagem urbana, tratamento de águas residuárias entre outros. (Felipe et al, 2013)

A água possui vários usos tais como irrigação, industrial, abastecimento humano e animal, navegação, entre outros, esses usos modificam as características naturais da água e adicionam substâncias a ela que alteram sua qualidade e fazem com que diversos tipos de tratamentos sejam necessários para melhorar a qualidade desse recurso antes do momento de devolução para os corpos hídricos. Essas águas com características alteradas pelo uso podem ser chamadas de águas residuárias, esgoto ou águas servidas (Panorama do Saneamento Básico no Brasil, 2021).

O panorama geral sobre serviços de esgotamento sanitário para populações urbanas do Brasil pode ser resumido da seguinte forma: 43% possuem esgotamento coletado e tratado e 12% utilizam soluções individuais (como por exemplo fossas sépticas), logo 55% da população urbana pode ser considerada dentro do critério de atendimento adequado de acordo com o PLANSAB (Panorama do Saneamento Básico no Brasil), 18% possui seu esgoto coletado, porém, não tratado e 27% não possui nem coleta nem tratamento. De 9,1 mil toneladas de DBO geradas diariamente pelos esgotos da população urbana do País, 5,6 mil toneladas são coletadas e deixam de circular a céu aberto (61%). Dentro dessas 5,6 mil toneladas coletadas, 1,7 mil t DBO/dia não são submetidos a qualquer tipo de tratamento e cerca de 3,9 mil toneladas são destinadas para tratamento coletivo, onde parte da carga orgânica (DBO) é removida nas estações de tratamento com diferentes níveis de eficiência baseado em diferentes tipos de tratamentos que podem ser aplicados. (ANA, 2017).

O método de tratamento mais utilizado no mundo para esgotos domésticos é o sistema de lodos ativados (NANCHARAIH; REDDY, 2018). Esse processo consegue atingir elevadas remoções de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica. Para a remoção biológica de nutrientes são necessários diferentes tipos de ambientes (anaeróbio, aeróbio e anóxico), no sistema de lodos

ativados isso é obtido através da utilização de diversos tanques e compartimentos. Porém a aplicação de lodos ativados para remoção de nutrientes demanda muito espaço devido a tantos módulos e se torna onerosa, além de que a nitrificação consome oxigênio que pode ser demandado em outros processos e a desnitrificação pode causar levantamento de lodo no decantador secundário pela liberação de  $N_2$ . Assim, outros métodos de tratamento compactos como os reatores em bateladas sequenciais (RBS) para o cultivo de lodo granular aeróbio acabam se tornando uma boa opção para ETE's que possuem limitação de espaço.

Em termos de tratamento aeróbio o lodo granular aeróbio (LGA) é uma das tecnologias mais recentes do mundo na área. Os grânulos aeróbios são formados por diversas colônias microbianas adensadas e compactadas, e devido a formação de gradientes de difusão de oxigênio em seu interior, adquirem estrutura estratificada. Podem ser encontrados em um único grânulo microambientes aeróbios, anóxicos e anaeróbios, logo não é necessário a utilização de diversos tanques para remoção de nutrientes. Os grânulos também apresentam ótima sedimentabilidade, o que permite a não utilização do decantador secundário para separação da biomassa e do efluente tratado. De acordo com Bruin et al., (2004) um RBS granular ocupa apenas 25% da área que um sistema de lodos ativados convencional requer, pois em um RBS a decantação da biomassa e as reações biológicas ocorrem em um mesmo local.

Entretanto, mesmo com diversas pesquisas publicadas nacional e internacionalmente, com muitas variações de aplicações, sejam elas para o tratamento de efluentes domésticos, industriais, de alta ou baixa carga orgânica, o grande problema relativo à aplicação de LGA em escala real é a estabilidade dos grânulos durante o tratamento a longo prazo (HE et al., 2020). Alguns outros problemas comumente encontrados na literatura são: demora na formação dos grânulos, grânulos pequenos, acúmulo de nitrato e nitrito entre outros. (Rollemberg et al., 2020). Entender mais profundamente a utilização do LGA, o processo de granulação e a sua estabilidade são questões chaves para determinar o sucesso de utilização dessa técnica.

## 1.1 Objetivos

### 1.1.1 Objetivo geral

O objetivo desse trabalho é comparar a utilização de lodo granular aeróbio na remoção de matéria orgânica e nutrientes de dois efluentes distintos, um efluente sanitário da cidade Uberlândia e um efluente sintético de laticínio.

### 1.1.2 Objetivo específicos

- Adaptar o lodo granular proveniente de um efluente sintético de laticínio para um efluente sanitário.
- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica.
- Avaliar a remoção de nutrientes pelo lodo granular aeróbio.
- Avaliar propriedades físicas do lodo granular.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Tratamento de efluentes

As águas residuárias são compostas por materiais orgânicos, inorgânicos, e muitos microrganismos, que em grande parte são bactérias, mas também é possível encontrar fungos e vírus. Para tratar esses efluentes, diversas técnicas podem ser empregadas e a decisão de qual usar será baseada em diversos fatores como: uso após o tratamento, recurso técnico e financeiro disponível, espaço disponível para realização do tratamento, exigências em relação à qualidade para reuso ou destinação final, entre outros. O tratamento de efluentes tanto industriais quanto sanitários (efluente que possui características majoritariamente de efluente domésticos, mas que também recebe contribuição de efluente industriais e ocasionalmente contribuição de águas pluviais) são separados em algumas etapas, que são: preliminar, primário, secundário, e em alguns casos pode ser utilizado o tratamento terciário (BAKARAKI TURAN; SARI ERKAN; ONKAL ENGIN, 2021).

O objetivo do tratamento preliminar é remover sólidos suspensos grosseiros como por exemplo: trapos, papel, plásticos, folhas, madeiras, restos de alimentos, areia, entre outros materiais que chegam na estação de tratamento por meio da rede de coleta e transporte de esgotos. Os equipamentos característicos dessa etapa são as grades e o desarenador (comumente

chamado de caixa de areia) que visam proteger os equipamentos nas etapas seguintes do tratamento. Também encontramos nessa etapa os medidores de vazão como por exemplo a calha Parshall (BAKARAKI TURAN; SARI ERKAN; ONKAL ENGIN, 2021).

O tratamento primário é responsável pela remoção de sólidos sedimentáveis e parte da DBO em suspensão. Essa etapa do tratamento acontece no decantador primário e o mecanismo de tratamento nessa etapa é físico, atingindo remoção de cerca de 60-70% para sólidos suspensos, de 25-35% para DBO e 30-40% de coliformes (VON SPERLING, 2005).

No tratamento secundário é realizada a remoção da matéria orgânica que é medida como DBO em suspensão, DBO em suspensão finamente particulada e DBO solúvel. Essa remoção é realizada pela atividade biológica de microrganismos como bactérias, fungos, protozoários entre outros, existindo diversas tecnologias disponíveis para realização desta etapa, tais como: lagoas de estabilização, wetlands (alagados construídos), lodos ativados, reatores aeróbios com biofilmes, entre outros (QUERNE *et al*, 2011).

Por último, em algumas situações é realizado o tratamento terciário para remoção de poluentes específicos, tais como compostos industriais, produtos farmacêuticos, drogas ilícitas, pesticidas, entre outros poluentes emergentes, e micronutrientes como P, N que não foram removidos nas etapas anteriores ou que foram apenas parcialmente removidos (MOREIRA *et al*, 2016). É mais frequente observar tratamentos terciários em indústrias do que em estações de tratamento de esgoto sanitário municipal devido aos altos custos de operação com insumos e energia, o que apresenta um impedimento para aplicação em larga escala. Exemplos de tecnologias utilizadas para o tratamento terciário são: processos oxidativos avançados, processos de separação por membrana, adsorção, coagulação, troca iônica etc (EGBUIKWEM; NAZ; SAROJ, 2019).

Existem dois tipos principais de efluentes, os efluentes industriais que podem diferir em muitas características dependendo da natureza de sua indústria de origem e os efluentes sanitários que são compostos por efluentes domésticos, parte de águas pluviais, águas de infiltração e até uma parte pequena de efluentes de indústrias. Pela sua forma de origem os efluentes sanitários possuem características mais previsíveis e em geral são de mais fácil tratamento e adequação às normas ambientais (JORDÃO; PESSOA, 2011).

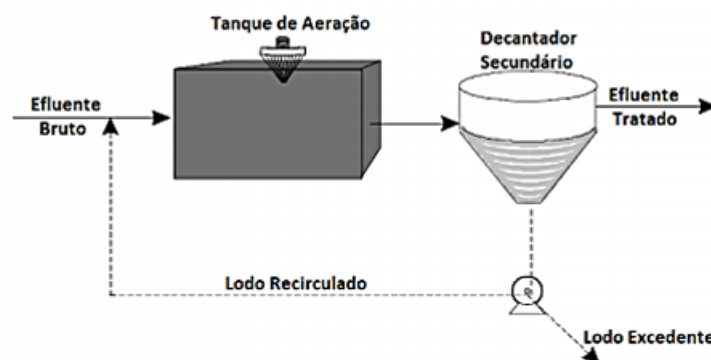
## 2.2 Sistema de tratamento por lodos ativados

O tratamento biológico por lodos ativados é um dos mais utilizados no Brasil e no mundo, sendo aplicável ao tratamento de efluentes provenientes de fontes domésticas e industriais. Sua notável eficiência decorre da não exigência de extensas áreas para implementação, além da capacidade de remoção de DBO e DQO. Algumas desvantagens seriam o sistema ter uma operação mais complexa que os demais e um maior gasto energético devido a presença de grau de mecanização elevado (VON SPERLING, 2012).

O sistema se baseia na oxidação bioquímica de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no efluente, que é realizada por uma população microbiana diversa em suspensão no meio aeróbio. A eficiência do processo está relacionada com a elevada concentração de microrganismos, a capacidade de floculação da biomassa ativa e da composição dos flocos. Esses flocos são formados principalmente por fungos, bactérias, micrometazoários e protozoários, dos quais as bactérias são as principais responsáveis pela estruturação dos flocos e por depurar a matéria orgânica carbonácea (BENTO et al., 2005).

A degradação da matéria orgânica é feita no tanque de aeração ou reator biológico pelos flocos. Posteriormente, o decantador realiza a separação dos flocos microbianos, sedimentando e adensando o material. Uma fração desse lodo é recirculada para o tanque de aeração, enquanto o excedente é descartado. (SANT'ANNA JR., 2010).

Figura 1: Sistema de lodos ativados convencional



Fonte: Von Sperling (2012).

Conforme Von Sperling (2012), o lodo que se acumula no leito do decantador secundário apresenta uma significativa concentração de bactérias ativas capazes de metabolizar matéria orgânica. Portanto, a prática eficiente para a remoção de matéria orgânica envolve a

recirculação de uma porção desse lodo de volta ao tanque de aeração. Esse procedimento visa aumentar a concentração da biomassa no tanque de aeração e elevar a capacidade de assimilação da carga de DBO.

O sistema de lodos ativados pode apresentar algumas configurações diferentes de instalação. Além da configuração convencional previamente discutida, existe a configuração de “aeração prolongada”, na qual a biomassa do reator permanece por mais tempo resultando em um aumento de biomassa em relação ao convencional, é mais simplificada pois não conta com decantador primário nem unidades de digestão de lodo. Há também a configuração “fluxo intermitente” ou batelada onde tudo é realizado em apenas um tanque, portanto é configurado um reator em batelada sequencial (RBS) uma vantagem desse método seria sua simplicidade operacional (VON SPERLING, 2002).

### **2.3 Efluente de laticínio**

Para minimizar ou evitar os danos e impactos gerados por laticínios e outras tipologias industriais, a legislação exige que todas as indústrias tratem seus resíduos de forma correta. Uma das alternativas é buscar alternativas de tratamento para posterior utilização ou descarte destes resíduos, reduzindo assim o custo ao fim da cadeia de processos dos produtos- (SILVA, 2011).

A composição do efluente de laticínios é baseado em quantidades diversas de leite diluído, vários materiais sólidos flutuantes principalmente substâncias graxas, detergente, desinfetante, lubrificante e esgoto doméstico. Durante o processamento, o que mais gera despejo poluente é: lavagem e desinfecção de equipamentos (tanques, centrifugas, tubulações, pasteurizador-homogeneizador etc), ruptura de embalagens contendo leite.

O efluente de laticínio é caracterizado por possuir uma grande concentração de nutrientes, uma grande variação de pH, alta DBO e DQO e presença de conteúdos orgânicos e inorgânicos, o que deixa o tratamento desse tipo de efluente mais complexo- (AHMAD et al, 2019). A Tabela 1 apresenta valores nacionais e internacionais de alguns parâmetros do efluente de laticínio.

Tabela 1: Características de águas residuárias das indústrias de laticínio

DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	ST (mg.L <sup>-1</sup> )	Ntotal (mg.L <sup>-1</sup> )	Ptotal (mg.L <sup>-1</sup> )	Fonte
40-48.000	80-95.000	4,7-11	-	6% de DBO	10-100	(AHMAD et al., 2019)
4590	7653,8	6	480	154	56,6	(PEREIRA et al., 2020)
-	2128	9,31	-	176	39,6	(QIN, L. et al., 2016)
860	6300	6,74	-	98	21	(SIVRIOGLU; YONAR, 2015)
1067,5	3698,11	8,9	896	-	-	(BORGES et al., 2019)

Este tipo de efluente possui uma biodegradabilidade considerável o que favorece a utilização de sistemas de tratamento biológico. No entanto, devido a concentração elevada de gordura encontrada é comum ETEs que tratam esse tipo de efluente possuírem algum pré-tratamento ou dispositivo que efetue a remoção total ou parcial da gordura pois ela pode ser danosa para as outras etapas do processo de tratamento (WANG; LIU; TAY, 2006).

Segundo Yonar, Sivrioglu e Ozengin (2018), o tratamento mais utilizado para esses efluentes lácteos é o tratamento biológico, sendo eles lagoas aeradas, lodos ativados, UASB, filtros anaeróbios ou os reatores de bateladas sequenciais (RBS), uma das vantagens em se usar o tratamento biológico em vez dos outros é sua melhor redução de DQO e baixo custo de reagentes.

## 2.4 Lodo granular aeróbio

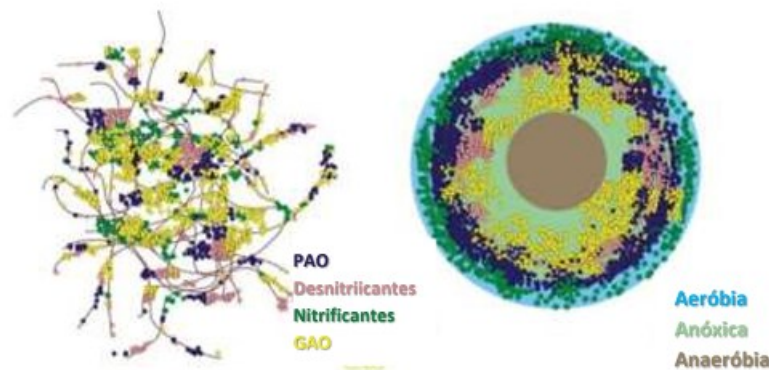
Atualmente a tecnologia de lodos ativados é o tratamento biológico de águas residuárias mais utilizado no planeta (VAN DER LUBBE, 2012). Porém essa tecnologia necessita de diversas operações unitárias de tratamento quando o objetivo é remover nutrientes, o que resulta em maiores custos de operação e instalação, além de mais gastos com energia. Portanto novas tecnologias de tratamento vêm surgindo e uma delas é a de lodo granular aeróbio (LGA), que foi apontada como uma das que possuem mais potencial para tratamento com alta eficiência e menor custo (NANCHARIAH; REDDY, 2018).

Em 2005, de Kreuk et al, definiu lodo granular aeróbio como: “Agregado de origem microbiana que não coagula sobre pressões hidrodinâmicas de cisalhamento e que sedimentam significativamente mais rápido que os flocos de lodo ativado.

Uma outra definição mais compreensiva foi dada pela conferência IWA de Biofilme de 2006: 1) São agregados de origem microbiana, 2) não coagulam sobre pressões hidrodinâmicas de cisalhamento, 3) sedimentam mais rápido que flocos de lodo ativado, 4) tamanho mínimo escolhido foi 0,2mm, 5) o peneiramento pode ser um método de extração de grãos tanto de reatores de lodo ativado quando de reatores de grãos aeróbios. (Kreuk et al, 2007).

Nos reatores com grânulos aeróbios é possível verificar alta eficiência de remoção de nutrientes e matéria orgânica, alta concentração de biomassa no reator e capacidade de suportar altas cargas orgânicas sem o uso de material suporte. (MORGENROTH *et al.*, 1997). No grânulo aeróbio existe um gradiente de oxigênio com maiores concentrações na extremidade e menores concentrações de oxigênio dissolvido no interior dos grânulos, zonas mais próximas as extremidades do grânulo estão mais expostas ao O<sub>2</sub>, este gradiente ocasiona a presença de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, o que permite a remoção simultânea de nutrientes e matéria orgânica. (LIU *et al.*, 2010).

Figura 2: Diferença estrutural entre flocos ativados (esquerda) e grânulos (direita)



Fonte: Adaptado de Winkler, (2012).

A formação do granulo é mais ordenada que aleatória e, neste processo, os diversos grupos de espécies microbianas se reúnem na partícula do lodo como um micro-ecossistema, cada grupo com seu nicho específico dentro desse sistema, resultando em características muito similares nos diversos grânulos presentes no mesmo reator como, por exemplo, morfologia, estrutura microbiana, distribuição espacial entre outros. (Wan *et al.*, 2015).

Nos últimos anos, foram obtidos consideráveis avanços no âmbito do tratamento de esgoto doméstico utilizando-se a tecnologia de LGA. De Kreuk e Van Loosdrecht (2006) e Liu



*et al.* (2010) estudaram o processo de formação dos grânulos em reatores em batelada sequencial (RBS) (reatores em que todas as fases do tratamento ocorrem em um mesmo tanque) alimentados com esgoto sanitário. No Brasil um dos trabalhos fazendo uso dessa tecnologia foi demonstrado por Wagner *et al* (2015). Nesta pesquisa, foi empregado um reator piloto para o tratamento de esgoto de baixa carga, porém o sistema apresentou problemas de estabilidade além de desintegração parcial dos grânulos.

Apesar de existirem dezenas de ETE operando com a tecnologia LGA, são encontrados vários relatos sobre obstáculos com relação a grandes períodos de formação do grânulo quando se utiliza esgoto sanitário (principalmente com baixa carga orgânica), instabilidade da biomassa e falta de domínio de processos operacionais dos reatores. Zhang, Hu e Lee (2016) afirmam que a estabilidade dos grânulos no longo prazo é um desafio ao utilizar o LGA no tratamento de efluentes e é uma das principais restrições para aplicação prática dessa tecnologia. A instabilidade tem sido atribuída aos seguintes aspectos principais:

- Crescimento de organismos filamentosos (LIU; LIU, 2006);
- Hidrólise e degradação intracelular de proteínas no núcleo anaeróbio dos grânulos;
- Perda da capacidade de microrganismos se agregarem devido à redução de Substâncias Poliméricas Extracelulares (SPE);

Os principais organismos presentes nos grânulos e envolvidos na remoção de nutrientes e matéria orgânica podem ser divididos em alguns grupos microbianos:

Organismos heterotróficos ordinários (*ordinary heterotrophic organisms* – OHO): que realizam a oxidação da matéria orgânica pela via aeróbia.

Organismos desnitrificantes heterotróficos ordinários (*denitrifying ordinary heterotrophic organisms* – DOHO): que realizam a oxidação da matéria orgânica via anóxica, utilizando nitrito e nitrato como aceptores de elétrons.

Bactérias nitrificantes: podem ser divididas em dois grupos, as bactérias oxidadoras de amônia (*ammonia-oxidizing bacteria* - AOB) e as bactérias oxidadoras de nitrito (*nitrite-oxidizing bacteria* - NOB). Também as bactérias anaeróbias oxidadoras de amônia (*anaerobic ammonium-oxidizing bacteria* (AnAOB)), as quais oxidam o nitrogênio na forma do íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) diretamente a nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ), sendo o nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) oceptor de elétrons.

Organismos acumuladores de fósforo (*polyphosphate-accumulating organisms* - PAO): em condições anaeróbias, capturam substratos orgânicos e armazenam como poli-hidroxicanoatos (PHA). Em uma fase aeróbia seguinte, os PAO absorvem grandes quantidades de ortofosfatos para recuperar os níveis intracelulares de fósforo e oxida o PHA armazenado. Se o acceptor de elétrons for o nitrito ou nitrato em vez do oxigênio a assimilação/absorção de fósforo pode ocorrer pelos organismos desnitrificantes acumuladores de fósforo (*denitrifying polyphosphate-accumulating organisms* - DPAO).

## 2.5 Remoção biológica de nutrientes

### 2.5.1 Remoção biológica de nitrogênio

No meio ambiente o nitrogênio é frequentemente encontrado na forma de nitrogênio gasoso ( $N_2$ ), nitrato ( $NO_3^-$ ), amônio ( $NH_4^+$ ), nitrito ( $NO_2^-$ ) e nitrogênio orgânico, porém nos esgotos domésticos, as formas mais presentes são o nitrogênio amoniacal e o orgânico, oriundo de proteínas no esgoto e da ureia.

Entre os problemas ambientais que podem acontecer devido a presença de nutrientes na água, é a eutrofização, que naturalmente acontece de forma gradual e lenta, porém devido ao impacto das atividades humanas ele pode ser acelerado, favorecendo um aumento considerável na população de algas, cianobactérias, reduzindo o oxigênio de corpos d'água, diminuindo a área disponível para infiltração de luz solar e causando a morte de comunidades de peixes e microrganismos (LI et al., 2014).

A remoção biológica dos nutrientes nos efluentes é feita através da nitrificação (oxidação da amônia a nitrito e depois a nitrato) feita por bactérias autotróficas sob condições aeróbias e em seguida pela desnitrificação (transformação do nitrato a nitrogênio gasoso) feita por bactérias heterotróficas sob condições anóxicas e pela desfosfatação. (remoção de fósforo) (YANG, J et al., 2019).

Microrganismos específicos atuam durante as etapas de conversão biológica dessas substâncias. Primeiramente, o amônio é aerobiamente convertido em nitrito pela ação de bactérias oxidadoras de amônio (BOA), e então o nitrito é oxidado a nitrato pela ação de bactérias oxidadoras de nitrito (BON). As reações são apresentadas nas equações 1 e 2 abaixo.

Processo de nitrificação:



Processo de nitratação:



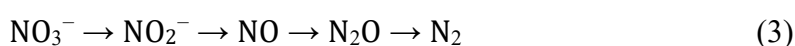
As bactérias que participam no processo de nitrificação são quimioautotróficas, pois utilizam o  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono e necessitam de oxigênio dissolvido para oxidar compostos inorgânicos ( $\text{N-NH}_4^+$  ou  $\text{N-NO}_2$ ) e conseguir energia para as células (METCALF e EDDY, 2016). As mais conhecidas BOA que podem ser encontradas em sistemas de tratamento de efluente são dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrosospira* (BASSIN, 2012; SURAMPALLI et al., 1997), e as principais BON se encontram no gênero *Nitrobacter* e *Nitrospira* (BASSIN, 2012).

No processo de nitrificação os fatores que mais influenciam são oxigênio dissolvido, pH, tempo de retenção celular e temperatura. Segundo Surampalli et al. (1997), condições ótimas para a nitrificação são: (1) pH entre 7,5 e 9, (2) temperatura entre 25 e 35 °C e (3) concentração de oxigênio dissolvido superior a 2 mg/L. -As bactérias nitrificantes apresentam crescimento lento, portanto são necessários tempos de retenção celular relativamente elevados para que elas se mantenham por mais tempo no reator (BASSIN, 2012).

Após a nitrificação vem a etapa de desnitrificação, onde o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) é transformado em nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ), a desnitrificação vem após a nitrificação pois ocorre a partir no nitrato/nitrito e não da amônia (VON SPERLING, 2002). A desnitrificação ocorre pela ação de bactérias facultativas heterotróficas que utilizam nitrato ou nitrito como acceptor final de elétrons (MOTA, 2015).

De acordo com Von Sperling (2002), os microrganismos que executam a desnitrificação, precisam de uma fonte de carbono orgânico como doador de elétrons. Esse carbono pode vir de forma artificial através da adição de algum reagente ou ele pode ser encontrado no próprio efluente. Alguns exemplos de bactérias desnitrificantes encontradas em biorreatores são *Hyphomicrobium*, *Comamonas spp*, *Pseudomonas* e *Paracoccus*. (LU et al., 2014). A Equação 3 descreve processo de desnitrificação.

Processo de desnitrificação:



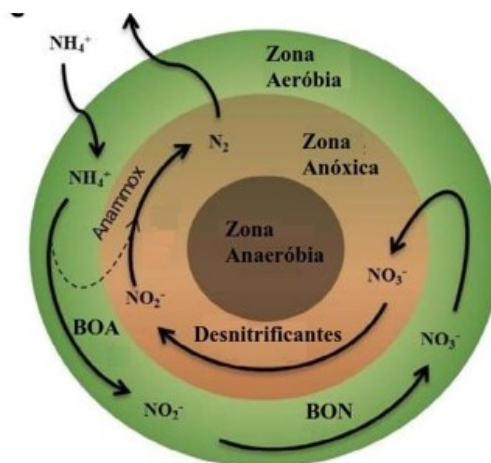
- $\text{NO}_3^- + 2 \text{H}^+ + 2 \text{e}^- \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O}$  (Redução de nitrato)
- $\text{NO}_2^- + 2 \text{H}^+ + \text{e}^- \rightarrow \text{NO} + \text{H}_2\text{O}$  (Redução de nitrito)
- $2 \text{NO} + 2 \text{H}^+ + 2 \text{e}^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O}$  (Redução de óxido nítrico)
- $\text{N}_2\text{O} + 2 \text{H}^+ + 2 \text{e}^- \rightarrow \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O}$  (Redução de óxido nitroso)

A equação geral da desnitrificação pode ser representada por:

- $2 \text{NO}_3^- + 10 \text{e}^- + 12 \text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2 + 6 \text{H}_2\text{O}$

Caso a desnitrificação não ocorra de forma completa, pode ocorrer a emissão de  $\text{N}_2\text{O}$ , um produto intermediário e que também é um dos gases responsáveis pelo efeito estufa (MANCA et al., 2020). A figura 3 ilustra regiões do grânulo e microrganismos que participam da remoção do nitrogênio.

Figura 3: Remoção de nitrogênio no interior do grânulo



\*BOA - Bactérias oxidantes de amônia

\*BON - Bactérias oxidantes de nitrito

Fonte: Adaptado de Nancharaiah, Y. V. e Reddy, G. K. K. (2017).

### 2.5.2 Remoção biológica de fósforo

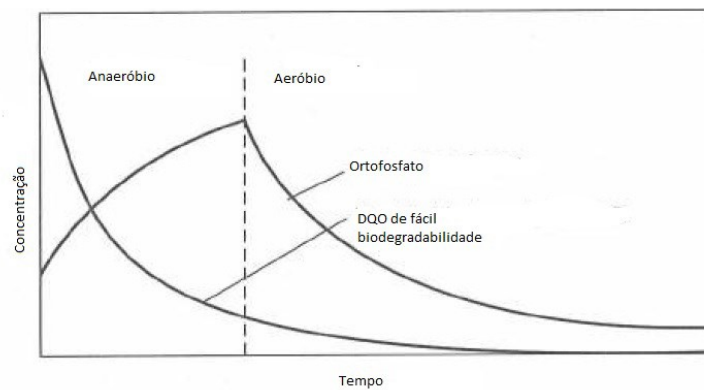
O fósforo é parte essencial dos ácidos nucleicos e muitas outras substâncias encontradas dentro da célula, como fosfatos de açúcar e fosfatos de adenosina, que são estruturas fundamentais do metabolismo de todas as formas de vida (CORREL, 1999). Nos esgotos e efluentes é possível encontrar o fósforo nas mais diversas formas como por exemplo ortofosfato, polifosfato, e fósforo orgânico, sendo o primeiro mencionado o mais fácil de se remover (SURAMPALLI et al., 1997).

A remoção de fósforo no esgoto sanitário é feita através do processo *Enhanced Biological Phosphorus Removal* (EBPR). O processo consiste em se utilizar organismos acumuladores de polifosfato (*polyphosphate accumulating organisms*, PAO) que capturam fosfato do meio tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias.

Em condições anaeróbias, os PAO são capazes de absorver ácidos graxos voláteis (AGV) e armazená-los dentro da célula como polihidroxialcanoatos (PHA). Se acetato for a fonte de carbono então o principal polímero armazenado será o polihidroxibutirato (PHB) (BASSIN, 2012). A energia necessária para metabolizar os AGV e para formação de PHA é conseguida por meio do rompimento das cadeias de polifosfato e liberação de fosfato da célula para o meio líquido.

Sob condição aeróbia subsequente, os PAO utilizam o PHA armazenado como fonte de energia para o crescimento celular, então ocorre reposição de glicogênio e acúmulo de polifosfato dentro da célula. (OEHMEN et al., 2007). Assim o fósforo é removido das águas residuárias e incorporado à biomassa de microrganismos. A figura 4 abaixo mostra o processo EBPR.

Figura 4: Processo EBPR



Fonte: Metcalf e Eddy (2014)

A existência de um outro grupo de microrganismos, os GAO, organismos acumuladores de glicogênio é um limitante para a remoção do fósforo por EBPR pois eles competem pela DBO de fácil degradabilidade porém não realizam a remoção de fósforo (CARVALHEIRA et al., 2014), o crescimento dos PAOs é favorecido com o pH do reator entre 6,5-7,5 e temperatura entre 15-30 ° C (PURBA et al., 2020).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

O desenvolvimento da pesquisa foi realizado no Laboratório de Saneamento (LabSan), da Faculdade de Engenharia Civil (FECIV), da Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Para melhor compreensão, a pesquisa foi dividida em etapas:

1. Coleta da biomassa para utilização na pesquisa em condições aeróbias e adaptação da biomassa com o efluente de laticínio industrial sintético e com o efluente de esgoto sanitário do Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE). O lodo dos dois reatores utilizados nessa pesquisa foi coletado de um reator aeróbio por batelada de uma estudante (Silva, 2021) que estava realizando o seu mestrado na época em que foi conduzida a pesquisa e já possuía o lodo granular em seus reatores.

2. Adaptação aeróbia da biomassa: Nessa etapa, o tempo de sedimentação dos reatores R1 e R2, foi reduzido semanalmente até alcançar o valor de 01 minuto. Essa redução gradativa foi necessária para ocorrer a seleção flocos com maiores velocidades de sedimentação e assim por eliminação ficamos com flocos cada vez mais densos.

3. Avaliação da remoção de matéria orgânica e nutrientes pelo lodo granular aeróbio e comparação da eficiência de remoção dos dois reatores: Após cerca de 30 dias de adaptação do lodo nos dois reatores, foram iniciadas as análises físico-químicas no efluente tratado pelos reatores a fim de comparar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

#### 3.1 Aparato experimental

Os materiais utilizados para realizar o tratamento dos efluentes nessa pesquisa foram dois reatores em batelada-sequencial em escala de bancada operando em paralelo. Foram utilizadas como reatores provetas de vidro de 1 litro de volume, cada ciclo de operação durava 24 horas (dentro dessas 24h ocorriam os seguintes processos: sedimentação por 1min antes de trocar o efluente, retirada do efluente tratado e adição do bruto feita em cerca de 5min, acionamento do agitador magnético por cerca de 10min para ocorrer o consumo da matéria orgânica de fácil degradabilidade e favorecer a formação de grânulos), no fim de cada ciclo era retirado 500 ml de efluente tratado e adicionado 500 ml de afluente em cada reator, o que resultava em uma taxa de troca igual a 0,5 e um tempo de detenção hidráulica de 48 horas. O reator 1 (R1) tratava um efluente sintético de laticínio e o reator 2 (R2) tratava um efluente sanitário que foi coletado na entrada da estação de tratamento de esgoto do DMAE, após o

gradeamento e antes da caixa de areia, ambos utilizaram lodo granular aeróbio como forma de tratamento.

Figura 5: Reator R1 a esquerda e R2 a direita ambos com aeração desligada.



Fonte: do autor.

Figura 6: Reator R1 a esquerda e R2 a direita ambos com aeração ligada.



Fonte: do autor.

Além dos reatores, outros equipamentos constituíam o sistema como por exemplo compressores de ar para suprir a necessidade de oxigênio da biomassa, agitadores magnéticos que eram usados em alguns momentos para manter a biomassa em suspensão.

### 3.2 Lodo biológico

Esse lodo não granulado inicialmente veio de um reator do DMAE e foi colocado em aeração por 7 dias em um efluente sintético de laticínio, durante esses 7 dias, uma vez por dia era interrompida a aeração para que ocorresse a sedimentação, depois disso parte do sobrenadante era retirado e a mesma quantidade era repostada como fonte de alimento para a biomassa.

Para início da operação dos RBSs de onde o lodo dessa pesquisa foi retirado, foram introduzidos em cada reator 250 ml de lodo (inóculo) após adaptação e 750 ml de efluente sintético sendo que o lodo inoculado no reator apresentou uma concentração inicial de sólidos suspensos totais (SST) de 4730mg/L e uma concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) de 3393,30mg/L antes da inoculação nos reatores.



### 3.3 Efluente

A biomassa utilizada como inóculo dos reatores desse trabalho foi proveniente de um sistema alimentado com o efluente sintético de laticínio. Como o reator 1 utilizado na presente pesquisa foi alimentado exatamente com o mesmo efluente, então para R1 não foram necessárias adaptações na hora de realizar o contato da biomassa com o efluente.

No entanto, o reator R2 seria utilizado para o tratamento de esgoto sanitário produzido na cidade de Uberlândia e coletado da ETE operada pelo DMAE, então nesse reator foi realizado uma adaptação do lodo. Esta adaptação foi realizada aumentando a proporção de esgoto sanitário e, conseqüentemente, diminuindo a quantidade de efluente sintético de laticínio até chegar ao ponto de utilizar 100% de esgoto sanitário para alimentar o R2. O processo de adaptação é mostrado pela Tabela 2 a seguir.

Tabela 2: Processo de adaptação do lodo ao efluente sanitário

Dias a partir do início do reator	Volume efluente sanitário (ml)	Volume efluente sintético de laticínio (ml)
0	300	700
4	500	500
8	700	300
12	1000	0

Fonte: do autor

O efluente sintético de laticínio era produzido semanalmente em laboratório de acordo com a metodologia de Muniz, Borges e Silva (2020) e armazenado em galões de 20 litros ou bombonas em freezers sob resfriamento (abaixo de 10° C).

Tabela 3: Composição do efluente sintético de laticínio

Componente	Fórmula	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )
Leite em pó integral	-	1440
Glicose	C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	2,4
Ureia	(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CO	2700
Cloreto de amônio	NH <sub>4</sub> CL	583,3
Fosfato de sódio monobásico	NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> H <sub>2</sub> O	900
Bicarbonato de sódio	NaHCO <sub>3</sub>	1560
Sulfato de magnésio heptahidratado	MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	600
Sulfato Ferroso	FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	24
Sulfato de magnésio monohidratado	MgSO <sub>4</sub> .H <sub>2</sub> O	24
Cloreto de cálcio	CaCL <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	36

Fonte- Muniz, Borges e Silva (2020)

O esgoto sanitário do DMAE foi coletado apenas uma vez na estação de tratamento de Uberlândia após o desarenador. Foram coletados 50 L em uma bombona que ficava armazenada em um freezer sob resfriamento (abaixo de 10 °C) e diariamente era descongelado até temperatura ambiente para ser utilizado na hora do reabastecimento do reator.

### 3.4 Análises físico-químicas

Na Tabela 4 são apresentados os métodos e as frequências de análises realizadas nos dois efluentes e no lodo durante todo o período do trabalho. As análises seguiram as metodologias disponíveis no *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater – SMEWW* (APHA, 2017).

Tabela 4: Análises físico-químicas

Parâmetro	Método SMEWW
Alcalinidade total e parcial	2320
pH	4500-H+
Temperatura	2550
Oxigênio dissolvido (OD)	4500-O C
DQO <sub>solúvel</sub>	5220 D
DBO <sub>5</sub>	5210 B
Fósforo total	4500-P E
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	4500-NO <sub>3</sub> -C
Sólidos suspensos (SST) e voláteis (SSV)	2540 B E 2540 E

Fonte: Do Autor.

As aferições de pH e temperatura foram feitas pelo pHmetro Hanna Instruments, modelo HI 8314. A digestão de fósforo foi realizada com a autoclave Phoenix Lufenco. As balanças utilizadas no ensaio de sólidos e na pesagem de reagentes durante a pesquisa foram a balança analítica Shimadzu,44 modelo AY220 e a balança Bel Engineering.

As leituras das análises colorimétricas foram realizadas nos seguintes equipamentos: espectrofotômetro UV-Vis HACH, modelo DR 5000 (Labsan); espectrofotômetro Visível HACH, modelo DR 2400. Para a digestão de DQO foram utilizados os blocos digestores Hanna Instruments, modelo HI 839800 e o bloco Polycontrol, modelo Thermo Digest. Durante o experimento a estufa de secagem e esterilização utilizada foi da marca Solab, modelo SL100.

### 3.5 Determinação da velocidade média de sedimentação

A velocidade média de sedimentação foi calculada com base na metodologia proposta em Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005). Foi construído no LabSan (UFU), uma coluna, utilizando um tubo PVC de 75 cm de altura, 7,5 de diâmetro, a qual era preenchida com água para realização do teste.

Na coluna cheia de água adicionou-se 25 mL de lodo diluído (10 vezes) e o lodo sedimentado foi coletado por um registro no fundo da coluna em intervalos de tempo predeterminados (0,5; 1; 1,5; 3; 7,5; 15 e 60 minutos). Após, realizou-se o ensaio de SST de cada amostra, para analisar a fração de lodo sedimentado em cada instante. A velocidade média de sedimentação foi calculada pela equação 4.

$$v_{med.sed} = \sum \frac{m.v}{M} \quad (4)$$

Onde,

$v_{med.sed}$  = velocidade média de sedimentação (m/s);

$m$  = massa da fração de lodo sedimentada (kg);

$v$  = velocidade de sedimentação da fração (m/s);

$M$  = massa total da amostra de lodo (kg).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Operação dos reatores

Os reatores ficaram em operação por 122 dias entre julho/2021 e novembro/2021. As características do efluente sintético de laticínio e do efluente sanitário são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Características físico-químicas do efluente bruto do reator 1 e 2

Parâmetro	Valores R1	Valores R2	Parâmetro
Alcalinidade total e parcial	937,8 ± 53,47	NA	mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>
pH	7,82 ± 0,16	6,54 ± 0,12	-
Turbidez	1070	NA	UNT
DQO	1383,74 ± 2,75	621,33 ± 25,34	mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>
Fósforo total	146,27 ± 2,39	96,38 ± 4,54	mg P.L <sup>-1</sup>
Nitrogênio amoniacal (N-NH <sub>3</sub> )	3,43 ± 2,78	NA	mg NH <sub>3</sub> -N.L <sup>-1</sup>
Nitrito (NO <sub>2</sub> )	0,044 ± 0,03	NA	mg NO <sub>2</sub> -N.L <sup>-1</sup>
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	32,44 ± 11,16	10,50 ± 1,18	NO <sub>3</sub> -N.L <sup>-1</sup>

NA= não analisado nesta pesquisa.

Fonte: Do Autor e Silva (2021).

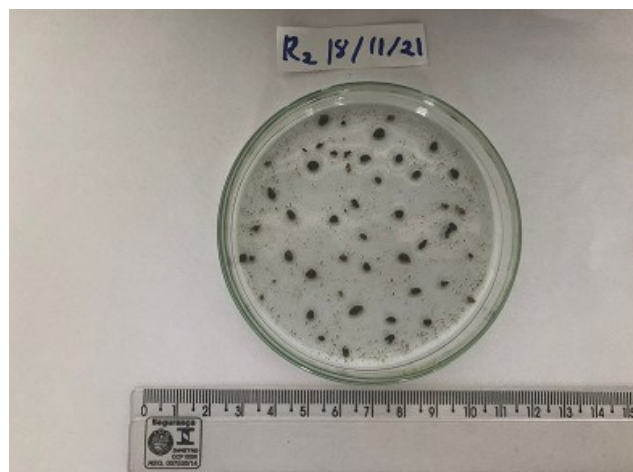
O efluente sintético, apresentou altas concentrações de matéria orgânica 1383,74 ± 2,75 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, o que é compatível com valores apresentados em outros trabalhos (MUNIZ; BORGES; SILVA, 2020; HAMDANI et al., 2020). Também foram encontrados valores semelhantes nas pesquisas de autores que utilizaram efluente real de laticínio (MESSIAS, 2015). O efluente sanitário apresentou DQO por volta de 621,33 ± 25,34 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> o que é bem característico de valores de DQO de efluentes pré-tratamento oriundos de cidades. As figuras 8,9 e 10 mostram os grânulos do lado aeróbio dos dois reatores e a figura 7 apresenta a aparência dos dois efluentes após o tratamento.

Figura 7: Aparência dos efluentes tratados



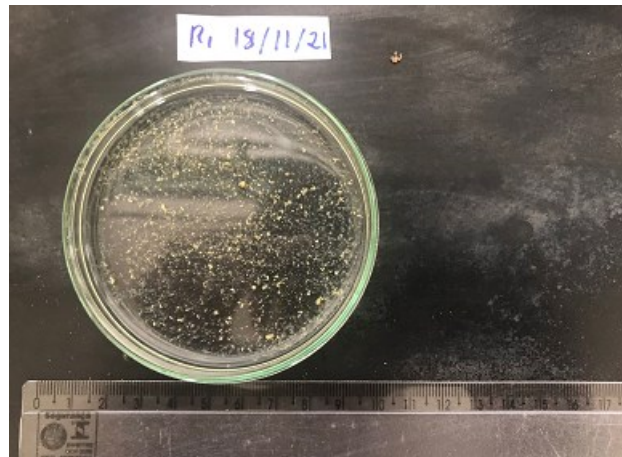
Fonte: Do Autor.

Figura 8: Grânulos do Reator 2



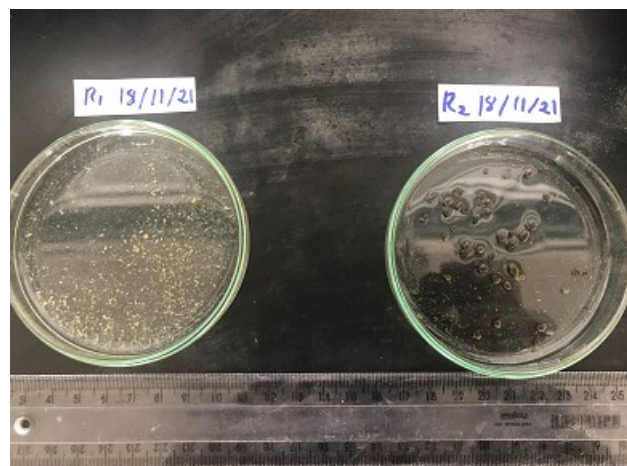
Fonte: Do Autor.

Figura 9: Grânulos do Reator 1



Fonte: Do Autor.

Figura 10: Foto comparativa dos granulos dos reatores



Fonte: Do Autor.

## 4.2 Desempenho dos reatores na remoção de matéria orgânica

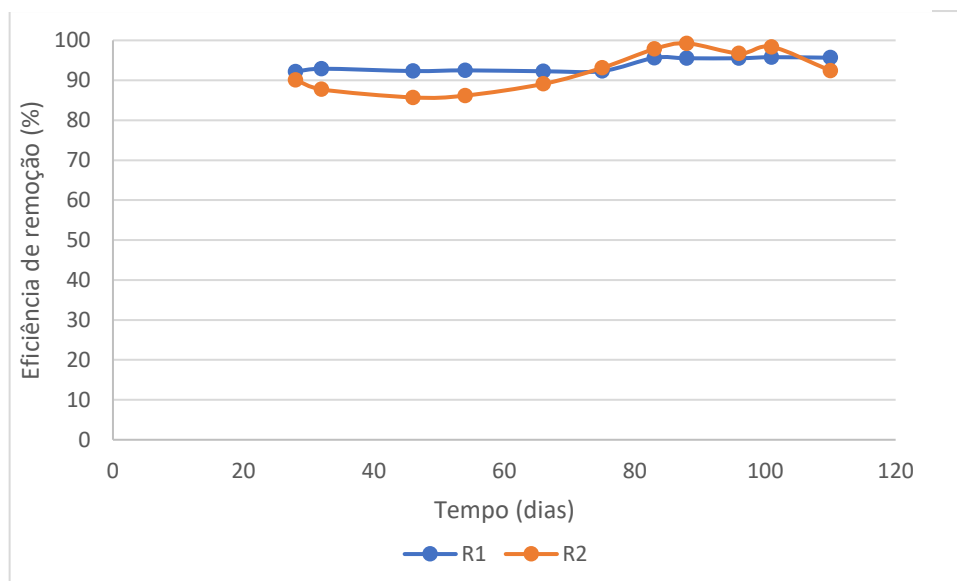
Em relação ao desempenho de remoção de DQO solúvel (DQO<sub>s</sub>) os dois reatores apresentaram excelentes resultados a partir de 28 dias de operação, como ambos já foram iniciados com grânulos já formados, isso acelerou a eficiência do tratamento. Na tabela 6 são apresentados os valores de DQO do afluente e da DQO<sub>s</sub> do efluente tratado, e na Figura 11 são apresentados a eficiência de remoção de R1 e R2, sendo  $93,87\% \pm 1,69$  e  $92,41\% \pm 5,03$  a média dessa eficiência respectivamente em cada reator. O motivo dos gráficos apresentados na seção de resultados e discussão começarem por volta do dia 30 é devido ao tempo de adaptação que o lodo teve que passar para se adaptar ao efluente sintético.

Tabela 6: Concentração de DQO afluente e efluente dos reatores

Reator 1			Reator 2		
Entrada	Saída	Eficiência	Entrada	Saída	Eficiência
(mg.O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	(mg.O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	(%)	(mg.O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	(mg.O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	(%)
1383,74 ± 2,57	79,03 ± 2,57	94,29	621,34 ± 25,34	47,07 ± 20,23	92,41

Fonte: Do Autor.

Figura 11: Eficiência da remoção de DQO



Fonte: Do Autor.



O efluente do R2 por ser um esgoto sanitário apresenta carga orgânica bem menor do que o efluente do R1 que é um efluente sintético de laticínio, ambos apresentam logo de início uma eficiência de remoção elevada que atinge seu ápice por volta do dia 88.

É possível encontrar em outros trabalhos eficiências elevadas na remoção de matéria orgânica utilizando lodo granular aeróbio e reatores sequenciais em batelada, Alves et al, (2022) operou um reator sequencial em batelada por 247 dias em escala piloto tratando um efluente doméstico com DQO de 200 mg.L<sup>-1</sup>, a remoção encontrada por ele foi de 80%.

Em outro trabalho (VAZ; BRANDÃO, 2018) operou um reator em batelada sequencial em escala piloto por 130 dias, com ciclos de 4 horas, possuindo o volume de 115,5 L e troca volumétrica de 71%. A observação de grânulos aeróbios foi possível após 95 dias de operação. A concentração média de biomassa no reator durante o período em que foi observado lodo granular no sistema foi de 875,67 mg.L<sup>-1</sup>. O reator atingiu um nível satisfatório de remoção de matéria orgânica durante o período granular, com médias de 85%.

O lodo granular possui alta eficiência de remoção de matéria orgânica tanto em baixas quanto em altas cargas de material orgânico afluente, Farooqui et al. (2017) obtiveram eficiência de 75% de remoção de DQO operando com concentração média de 1120 mgDQO/L enquanto Derlon et al. (2016) removeram mais de 80% da matéria orgânica em um reator com concentração de 304 mgDQO/L no afluente.

### **4.3 Análise dos sólidos nas semanas iniciais de funcionamento dos reatores**

Foi realizada a análise de sólidos nos dois reatores no início das operações e resultados bem distintos foi encontrado entre eles, o R1 possui em média uma quantidade cinco vezes maior de SST (Sólidos suspensos totais), o efluente de laticínio sintético possui carga orgânica muito maior que o efluente sanitário portanto de certa forma isso é esperado. No início da operação dos reatores a quantidade de SST é muito afetada, pois o tempo de sedimentação curto imposto nos reatores para seleção da matéria orgânica mais propícia a virar grânulo resulta em um descarte do sobrenadante com certa quantidade de biomassa que não sedimentou. Naro (2019) também observou que a utilização de descarte de lodo causa uma instabilidade inicial nos sistemas, aumentando a perda de sólidos e diminuindo a capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes, isso fez com que levasse cerca de 12 dias para que o seu sistema alcançasse a estabilidade operacional.

É importante notar que nem toda a biomassa presente no reator atua nas conversões do substrato, portanto é necessário a avaliação da fração inorgânica, que não possui função específica no tratamento biológico (VON SPERLING, 2002). Os SSV (Sólidos Suspensos Voláteis) representam a fração orgânica. Considerando a parcela orgânica dos sólidos a diferença entre o R1 e o R2 é menor do que o apresentando nos SST, R1 possui pouco mais de três vezes mais SSV que o R2.

Tabela 7: Sólidos suspensos totais nos reatores

SST (mg/L)	R1	R2
Semana 1	2823,33	786,67
Semana 2	3783,76	656,65
Semana 3	2506,67	303,33
Média	3037,92	582,22
Desvio Padrão	665,03	250,12

Fonte: Do Autor.

Tabela 8: Sólidos suspensos voláteis nos reatores

SSV (mg/L)	R1	R2
Semana 1	1420	750
Semana 2	1430	220
Semana 3	1223	333
Média	1357,67	434,33
Desvio Padrão	116,73	279,15

Fonte: Do Autor.

Tabela 9: Relação entre os sólidos suspensos voláteis e os sólidos suspensos totais

SSV/SST (%)	R1	R2
Semana 1	50,3	95,34
Semana 2	37,76	33,55
Semana 3	48,8	98,12
Média	45,62	75,67
Desvio Padrão	6,85	36,5

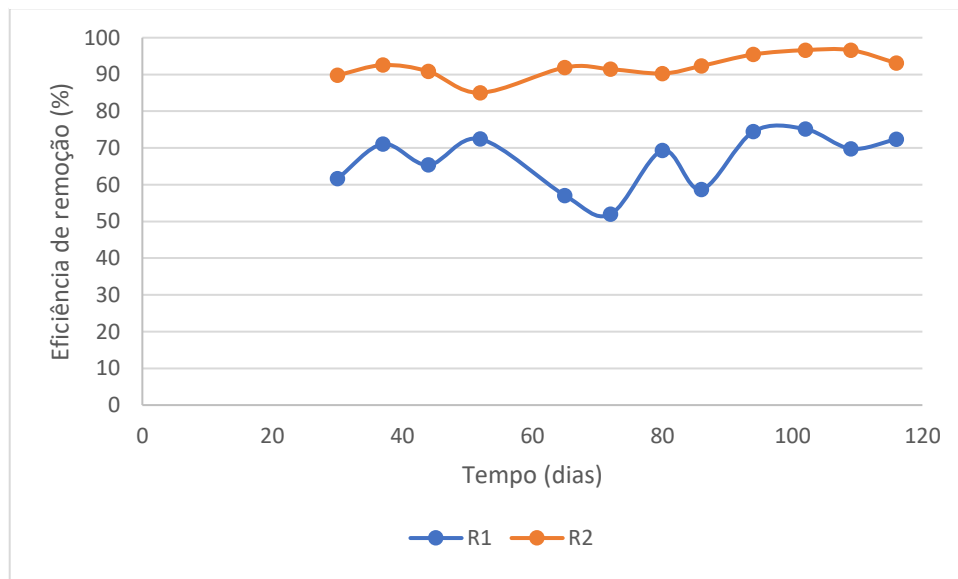
Fonte: Do Autor.

Na tabela de SSV/SST observamos que cerca de 45% dos sólidos encontrados em R1 são partículas orgânicas, já no R2 esse número é muito maior atingindo cerca de 75% em média e até número maiores que 90% em pontos específico

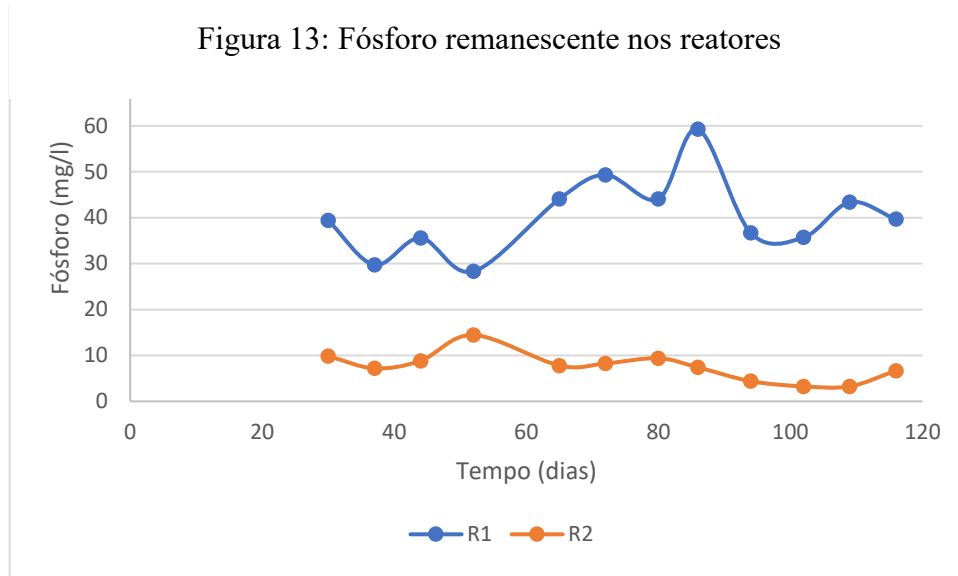
#### 4.4 Desempenho dos reatores na remoção de fósforo

As análises de fósforo começaram 30 dias após o início dos reatores, O reator R1 apresentou uma remoção média de 66,59% e o R2 uma remoção de 92,15%, a maior remoção apresentada pelo R1 foi de 75,12% e pelo R2 96,61%. Silva (2021) trabalhou com dois reatores com o mesmo efluente utilizado no R1 operando com LGA e encontrou remoção média de 70%. O R1 apresentou uma instabilidade por volta do dia 72 como mostrado na figura 12 mas recuperou sua eficiência com o tempo.

Figura 12: Eficiência da remoção de fósforo



Fonte: Do Autor.



Fonte: Do Autor.

Os grânulos do R1 eram visivelmente menores que os do R2, a remoção de fósforo necessita da alternância entre condições aeróbias e anaeróbias, um LGA menor possui menor espessura em suas camadas internas, o que pode afetar negativamente a remoção de fósforo do R1.

Yu et al (2021), encontraram remoção média de 70% de fósforo em pesquisa que foi desenvolvida utilizando LGA para remoção de nitrogênio, carbono e fósforo ao tratar um efluente doméstico. Yang et al (2023) operou um reator de dois estágios durante 160 dias para tratamento de efluente sanitário de baixa carga orgânica utilizando LGA, foi obtido remoções de 91% para o fósforo.

César et al (2019) operou um reator em batelada sequencial utilizando LGA e tratando esgoto sanitário por 147 dias, a granulação começou no dia 39º, o foco principal da pesquisa era investigar a remoção de fósforo do efluente, o fósforo total foi removido com 86% de eficiência, os resultados indicam acúmulo de PAOs no sistema e que o processo de granulação auxilia na remoção desse nutriente, visto que a remoção durante a fase granular foi maior do que a observada na fase floculenta (pré-granulação) do experimento.

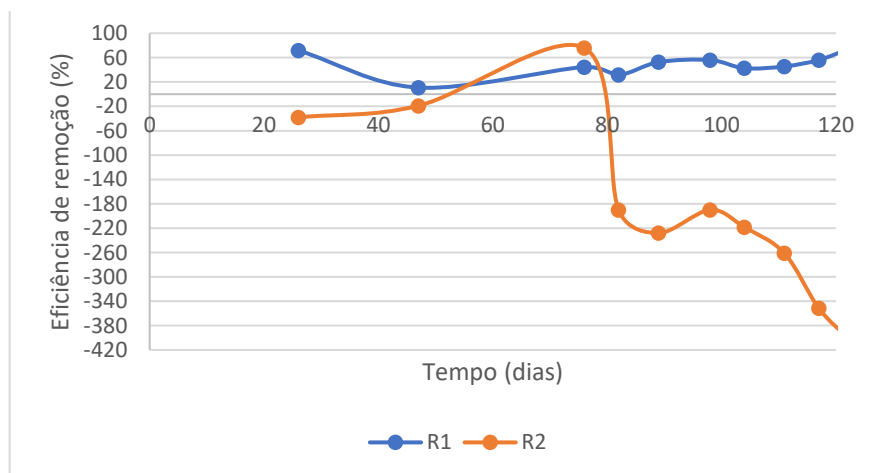
#### 4.5 Desempenho dos reatores na remoção de nitrato

A remoção média de nitrato no R1 foi de 46,61%, já no R2 os valores de remoção foram majoritariamente negativos o que mostra um acúmulo de nitrato dentro do reator e uma dificuldade de conversão do nitrato em outras formas nitrogenadas para continuação do seu ciclo de remoção, Silva (2021) encontrou remoções de nitrato de 51% e 46% em seus reatores que foram operados utilizando o mesmo efluente de laticínio deste trabalho, e encontrou remoção de amônia acima de 90% nos 2.

Durante a nitrificação o amônio é convertido em nitrito e após isso o nitrito é convertido em nitrato, isso é possível verificar que aconteceu nos dois reatores, durante a desnitrificação o nitrato é convertido em nitrogênio gasoso, nesse ponto podemos perceber que o R2 não estava desempenhando bem essa função visto o acúmulo de nitrato dentro do reator, A desnitrificação ocorre pela ação de bactérias facultativas heterotróficas que utilizam nitrato ou nitrito como acceptor final de elétrons (MOTA, 2015).

Fatores que podem ter contribuído para a desnitrificação não ter ocorrido de forma satisfatória ou ter ocorrido de forma muito sutil são: fonte de carbono muito pequena dentro do reator para servir como doador de elétrons para os microrganismos, massa de lodo muito pequena o que contribuiria para menor atividade microbiana e maior acúmulo do que saída de nitrato do sistema, visto que o R1 possui uma biomassa de lodo bem maior que o R2 e a falta da zona anóxica no LGA (fruto do grânulo pequeno).

Figura 14: Eficiência da remoção de nitrato

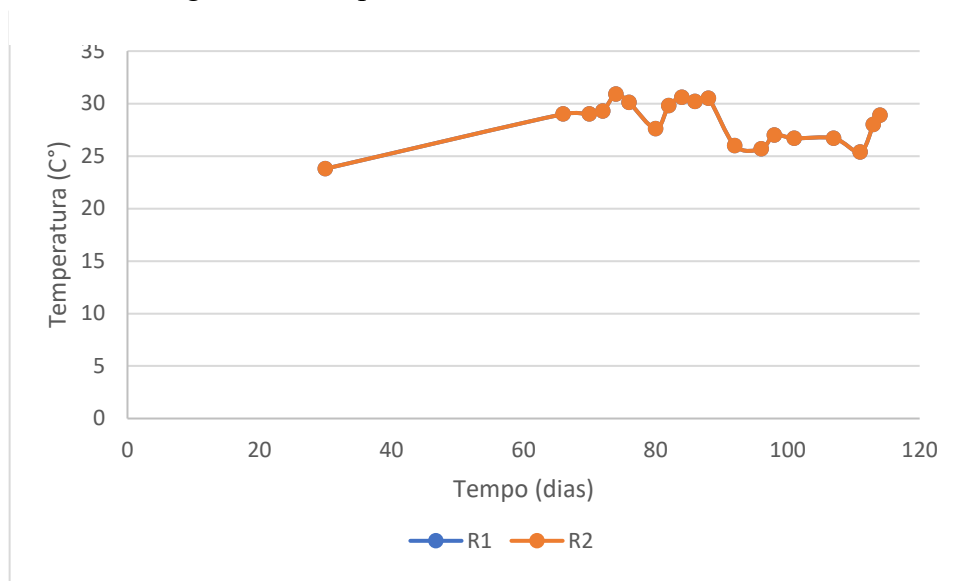


Fonte: Do Autor.

## 4.6 Análise do pH e temperatura

A operação dos reatores aconteceu em temperatura ambiente, durante grande parte da primavera, os dois reatores estavam posicionados lado a lado na bancada, todos estavam sujeitos a mesma condição climática por isso a mesma temperatura foi mensurada em ambos diversas vezes, a temperatura média foi de 28,7 °C. A figura 15 apresenta a variação de temperatura ao longo do experimento.

Figura 15: Temperatura interna aferida nos reatores



Fonte: Do Autor.

A temperatura é um parâmetro essencial no metabolismo e na estrutura das comunidades, ela pode acelerar ou retardar a velocidade das reações químicas, influenciar no crescimento das populações de microrganismos, impactar na estrutura dos grânulos que é muito dependente do tipo de espécies que o compõe, entre outros fatores. No tratamento biológico baixas temperaturas tem efeito negativo sobre a desnitrificação. (Martinez et al., 2017).

Hakim et al (2016) investigou a influência da temperatura na remoção de matéria orgânica e nutrientes em três reatores por batelada sequencial, cada um operando a uma temperatura, 30, 40 e 50°C, em todas as temperaturas foi observado granulação do lodo, indicando que o processo de granulação pode ser atingido em altas temperaturas, a maior acumulação de biomassa foi percebida no reator operado a 30°C, que foi de 10,6 g.L<sup>-1</sup> mas não houve grande diferença quando comparado com outras temperaturas, a remoção de fósforo

ficou na faixa de 67-72,46% considerando todos os reatores, a remoção de DQO ficou na faixa entre 85,37-98,17% e a de amônia entre 94,45-97,5%.

Em outro trabalho Yuan et al (2023) operou dois reatores sequenciais por batelada idênticos, o R1 foi iniciado a 10°C e sua temperatura foi aumentada para 25°C e retornou para 10°C no fim do experimento, o R2 foi iniciado a 25°C e então após a granulação sua temperatura foi reduzida para 10°C, a operação do R1 durou 168 dias e a do R2 128 dias, ambos eram alimentados por um efluente sintético com DQO de 600mg.L<sup>-1</sup>, foi verificado que a granulação pode ser obtida mesmo a baixas temperaturas como 10°C, que temperaturas baixas favorecem o crescimento de microrganismos de crescimento lento, o R1 apresentou granulação mais eficiente, maior concentração de biomassa e maior remoção de poluentes, o R2 levou mais tempo para granular e alguns grânulos sofreram desintegração, acredita-se que a estrutura formada por bactérias filamentosas beneficiadas por baixas temperaturas no início do processo do R1 foi uma das principais razões por sua superioridade na granulação. A remoção de DQO e de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N foram superior a 99% no R1, enquanto no R2 as mesmas remoções foram (<60%).

O afluente sintético de laticínio do R1 após seu processo de fabricação em laboratório tinha seu pH corrigido até 7, com a adição de gotas de ácido sulfúrico 0.1 M. Após ser adicionado nos reatores foi percebido o aumento do pH para valores entre 9,5 e 9,8 durante todo o experimento. No R2 pode ser observado uma variação maior no pH e também um início de operação com pH maior em relação ao fim.

Corsino, Trapani et al. (2018) e Yang, Li e Yu (2008), operaram reatores com LGA em um ambiente com pH ácido entre 3-5, e perceberam que os grânulos aeróbios serviram como transportadores para o crescimento fúngico. Também perceberam que grânulos com forte influência fúngica apresentavam estrutura frágil quando comparados com grânulos formados em pH mais alcalino por volta de 8 com a estrutura compacta, ou seja, mais resistentes e com menos influência de espécies de fungos.

Van Haandel e van der Lubbe (2019) mostraram que o sistema carbônico determina quase que totalmente o valor do pH e sua estabilidade nas estações de tratamento de esgotos.

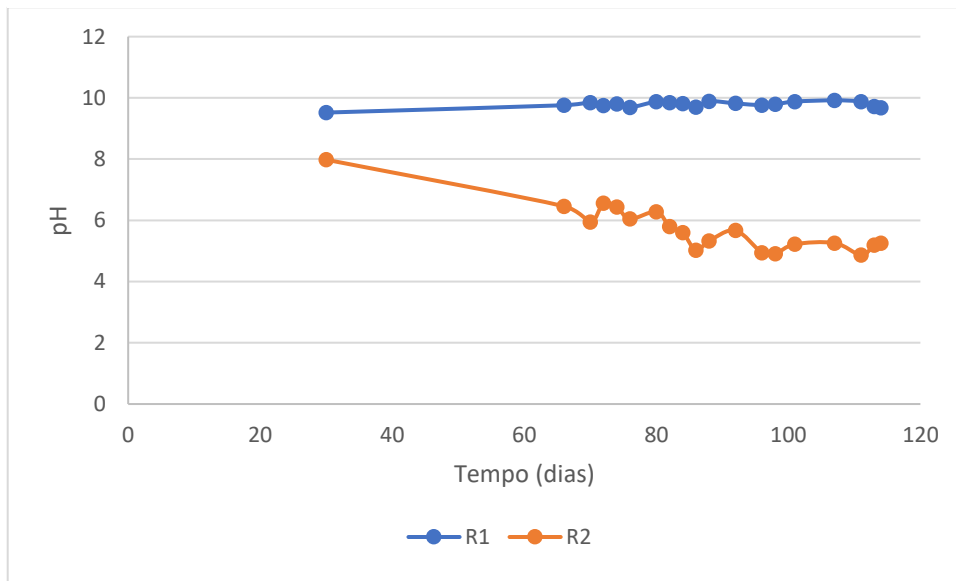
Assim, Loewenthal et al. (1986) definem a alcalinidade (Alc) e a acidez (Ac) como:

$$\text{Alc} = 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+]$$

$$\text{Ac} = 2[\text{CO}_2] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{H}^+] - [\text{OH}^-]$$

A variação do pH em sistemas de tratamento se deve a variações da alcalinidade e da acidez que, por sua vez, são afetadas pelos processos físicos, químicos e biológicos que se desenvolvem nesses sistemas, é comum em sistemas de tratamento aeróbio que o pH do efluente seja maior que o do afluente, devido a liberação de  $\text{CO}_2$  resultado do metabolismo de microrganismos aeróbios e isso tem um impacto na redução da acidez.

Figura 16: pH aferido nos reatores



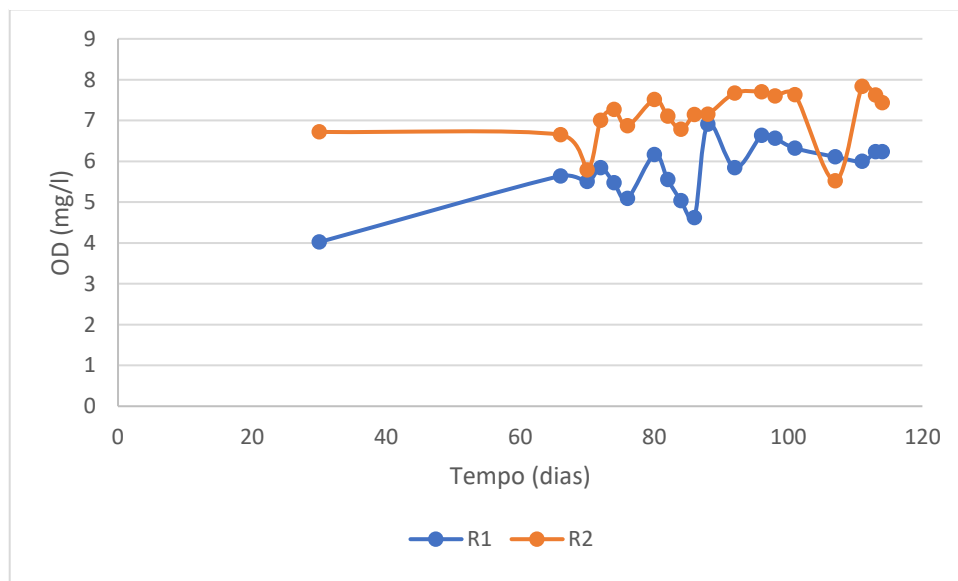
Fonte: Do Autor.



## 4.7 Oxigênio dissolvido

A figura 17 abaixo representa a variação de oxigênio dissolvido nos reatores durante o período de operação.

Figura 17: Oxigênio dissolvido nos reatores



Fonte: Do Autor.

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos parâmetros que influencia o desenvolvimento microbiano e seu metabolismo, diversos microrganismos presentes no lodo realizam suas funções de forma mais eficiente em certas faixas de OD. Os processos de degradação da matéria orgânica e nitrificação costumam ocorrer quando a concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido encontra-se acima de 2 mg/L. (MAGNUS,2017) A média de OD no R1 durante o experimento foi de 5,78 mg.L<sup>-1</sup> e no R2 de 7.10 mg.L<sup>-1</sup> o objetivo era manter esse valor acima de 2 mg.L<sup>-1</sup> , como a remoção do nitrogênio requer uma zona anóxica dentro dos grânulos o excesso de OD também deve ser monitorado. É possível observar que a média do R1 se manteve menor em quase todas as medidas, o crescimento de lodo do R1 era mais acelerado que o do R2, o efluente sintético de laticínio é mais rico em nutrientes e carga orgânica do que o efluente sanitário da cidade de Uberlândia utilizado no R2, algumas vezes era necessário o descarte do

lodo do R1 devido a seu crescimento, um lodo mais volumoso resulta em um consumo de OD maior.

Uma aeração maior promove força de cisalhamento nos agregados o que favorece a compactação deles em grânulos, e também promove oxigênio suficiente para impedir o crescimento filamentosos, o que contribui para estabilidade a longo termo do reator. (ADAV et al., 2008).

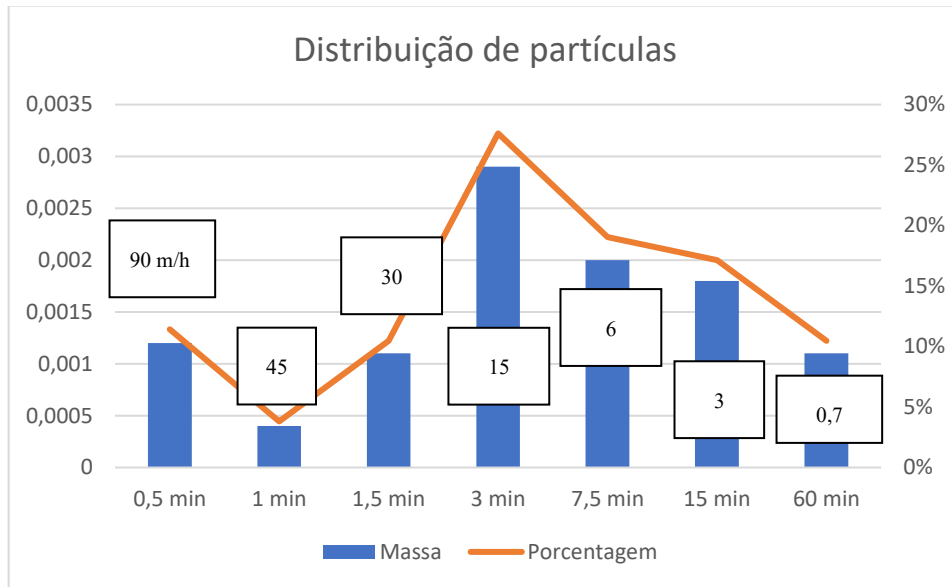
#### **4.8 Velocidade de sedimentação**

A velocidade média de sedimentação foi calculada de acordo com a metodologia encontrada em Ghangrekar, Asolekar e Joshi (2005) e foram encontrados valores de 21,02 m.h<sup>-1</sup> para o R1 e 28,41 m.h<sup>-1</sup> para o R2, essa diferença pode ser explicada pelo R2 apresentar grânulos maiores e mais densos, são velocidades bem acima de média, quanto mais maduro o granulo maior sua densidade e massa. Em muitos trabalhos podem ser encontrados lodos aeróbios granulares com velocidade de sedimentação da ordem de 10 a 12 m.h<sup>-1</sup>, em velocidades menores que 3,8 m.h<sup>-1</sup> ocorre a predominância do lodo flocular sobre o granular, porém alguns estudos mostram que a formação de lodo granular é possível em velocidades de sedimentação mais baixas, mas nem sempre o granulo é estável o que contribui para redução na sua capacidade de remover matéria orgânica e nitrogênio dos reatores- (PIRES; BENATTI; NOUR, 2021).

GOMES, DIAS e PEREIRA, 2021 realizaram um experimento com o objetivo de acompanhar o processo de granulação aeróbia em um reator em bateladas sequenciais (RBS) em escala de bancada e avaliar seu desempenho durante duas etapas (A e B). Em ambas as etapas o RBS foi operado com ciclos operacionais de 6h e alimentado com esgoto doméstico real. Na Etapa A como inóculo foi utilizado lodo biológico de sistema de lodos ativados com aeração prolongada e na Etapa B lodo biológico de sistema de lodos ativados convencional. Na Etapa A, o RBS foi operado ao longo de 21 dias consecutivos e apresentou eficiências médias de remoção de 73% para turbidez, 85% para DQO, 88% para SST e 42% para nitrogênio amoniacal. Na Etapa B, por sua vez, operou-se o RBS por 20 dias consecutivos e observou-se as seguintes eficiências médias de remoção: 86% para turbidez; 80% para DQO; e 88% para SST. Não foi observada remoção de nitrogênio amoniacal na Etapa B. Em ambas as etapas houve formação de grânulos com tamanhos entre 1 e 2 mm, apesar de a maturidade dos grânulos não ter sido alcançada. Na Etapa A, velocidades de sedimentação  $\geq 5.8$  m.h<sup>-1</sup> foram observadas,

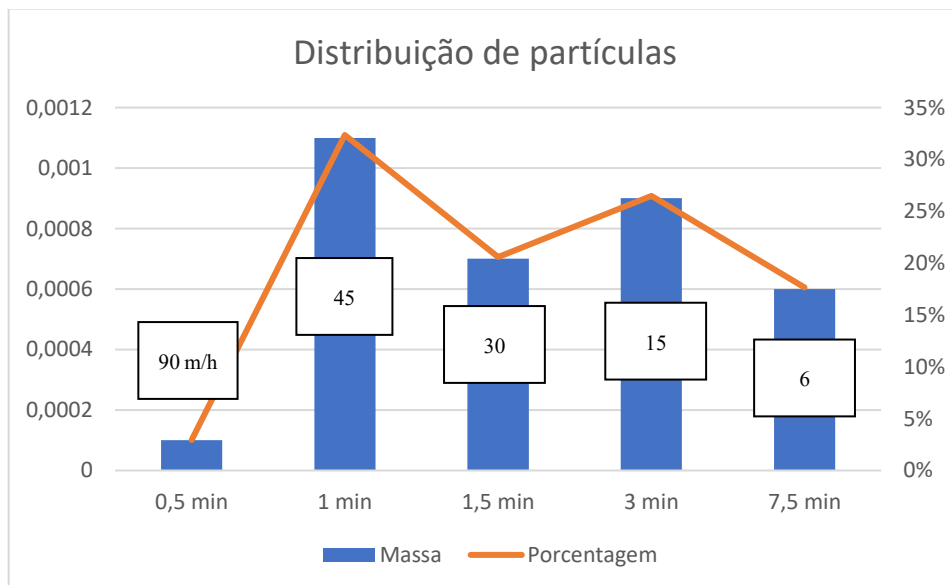
enquanto na Etapa B, com maior quantidade de grânulos formada, velocidades de sedimentação de aproximadamente  $17.4 \text{ m.h}^{-1}$  foram registradas.

Figura 18: Distribuição de partículas na coluna de sedimentação (R1)



Fonte: Do Autor.

Figura 19: Distribuição de partículas na coluna de sedimentação (R2)



Fonte: Do Autor.

É possível perceber pelas figuras 18 e 19 que o R2 possuía partículas maiores e mais densas, a partir do tempo 7,5 min, já não era encontrado partículas na coluna de sedimentação pois praticamente todas já haviam se sedimentado, porém no R1 é possível perceber que nos tempos 15min e 60min ainda haviam partículas percorrendo a coluna.

## 5 CONCLUSÃO

Observa-se um aumento constante no número de pesquisas que exploram a aplicação de lodos granulares aeróbios para o tratamento de águas residuais em diversas condições. É comum encontrar pesquisas investigando a formação, estabilidade, remoção de nutrientes, matéria orgânica entre outras características do grânulo aeróbio. Embora sua implementação em estações de larga escala esteja atualmente restrita a algumas localidades em todo o mundo, esse número tem apresentado crescimento nos últimos anos. O lodo granular apresenta grandes vantagens quando comparado a outros processos de tratamento biológico, pois demonstram eficiências elevadas na remoção de matéria orgânica, nutrientes e até substâncias tóxicas.

Os resultados obtidos na pesquisa mostram que o efluente sintético e o efluente sanitário podem ser tratados com lodo granular aeróbio. Ao longo da pesquisa, observou-se que o reator 2, destinado ao tratamento do efluente doméstico, apresentou grãos bem maiores que o reator 1.

Ambos os reatores apresentaram eficiência na remoção de matéria orgânica acima de 92%. Essa eficiência se manteve acima de 85% nos dois reatores durante grande parte da pesquisa.

Em relação a remoção de nitrato, o reator 1 (efluente sintético) conseguiu uma eficiência de remoção de 46,61% durante toda pesquisa. Por outro lado, o reator 2 (efluente sanitário) não conseguiu remover o nitrato e até evidenciou um acúmulo do mesmo, indicando que o processo de desnitrificação não ocorreu de forma satisfatória. Algumas hipóteses para esta baixa remoção de nitrato incluem a presença de uma fonte de carbono insuficiente no reator para atuar como doador de elétrons para os microrganismos, assim como uma pequena massa de lodo dentro do reator.

Quanto ao fósforo as eficiências de remoção foram de 75,12% para o reator 1 e de 96,61% para o reator 2, apesar de o reator 1 possuir uma biomassa de lodo muito maior que o reator 2, ele também possuía mais fósforo pela composição do efluente por isso apresentou eficiência de remoção menor.

## 6 REFERÊNCIAS

- AB HALIM, Mohd Hakim et al. Influence of high temperature on the performance of aerobic granular sludge in biological treatment of wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 271-280, 2016.
- ADAV, S. S.; LEE, D. J. Single-culture aerobic granules with *Acinetobacter*
- AHMAD, Talha et al. Treatment and utilization of dairy industrial waste: A review. **Trends in Food Science & Technology**, v. 88, p. 361-372, 2019.
- AHMAD, Talha et al. Treatment and utilization of dairy industrial waste: A review. **Trends in Food Science & Technology**, v. 88, p. 361-372, 2019.
- ALVES, Oucilane IM et al. Formation and stability of aerobic granular sludge in a sequential batch reactor for the simultaneous removal of organic matter and nutrients from low-strength domestic wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 843, p. 156988, 2022.
- Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. -- Brasília: ANA, 2017.
- BASSIN, João Paulo. Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular. **Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro**, 2012.
- BENTO, Alessandra Pellizzaro et al. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 10, p. 329-338, 2005.
- BORGES, Thayná Nunes; COSTA, Raíssa Miranda; GONTIJO, Hebert Medeiros. Caracterização do efluente de uma indústria de laticínios: proposta de tratamento. **Research, Society and Development**, v. 8, n. 1, p. e5081742, 2019.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais, São Paulo, CETESB, 764p. **Carliell, CM**, p. 1133-1137, 1993.
- ADAV, Sunil S.; LEE, Duu-Jong. Single-culture aerobic granules with *Acinetobacter calcoaceticus*. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 78, p. 551-557, 2008.

CAMPOS, Henrique César Guedes; SILVEIRA, Marília Marques Velloso da. **Remoção de fósforo em RBS com lodo granular aeróbio tratando esgoto doméstico**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso.

CARVALHEIRA, Mónica et al. The effect of substrate competition on the metabolism of polyphosphate accumulating organisms (PAOs). **Water Research**, v. 64, p. 149-159, 2014.

CARVALHO, Karina Querne de; PASSIG, Fernando Hermes; KREUTZ, Cristiane. Tratamento de efluentes. 2016.

CORRELL, D. L. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. **Poultry science**, v. 78, n. 5, p. 674-682, 1999.

CORSINO, Santo Fabio et al. Aerobic granular sludge treating high strength citrus wastewater: Analysis of pH and organic loading rate effect on kinetics, performance and stability. **Journal of environmental management**, v. 214, p. 23-35, 2018.

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

DERLON, Nicolas et al. Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume. **Water research**, v. 105, p. 341-350, 2016.

DO SANTOS PEREIRA, Magno et al. Dissolved air flotation optimization for treatment of dairy effluents with organic coagulants. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, p. 101270, 2020.

EGBUIKWEM, Precious N.; NAZ, Iffat; SAROJ, Devendra P. Appraisal of suspended growth process for treatment of mixture of simulated petroleum, textile, domestic, agriculture and pharmaceutical wastewater. **Environmental Technology**, 2019.

FAROOQI, I. H.; BASHEER, Farrukh. Treatment of Adsorbable Organic Halide (AOX) from pulp and paper industry wastewater using aerobic granules in pilot scale SBR. **Journal of Water Process Engineering**, v. 19, p. 60-66, 2017.

FERREIRA, Débora Vaz; SÁ, Ricardo Brandão Barros. **Desenvolvimento de lodo granular aeróbio visando à remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto sanitário**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso.

GHANGREKAR, M. M.; ASOLEKAR, S. R.; JOSHI, S. G. Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. **Water research**, v. 39, n. 6, p. 1123-1133, 2005.

GOMES, Ana Clara Rezende; DIAS, Edgard Henrique de Oliveira; PEREIRA, Renata de Oliveira. Desenvolvimento de lodo granular aeróbio e avaliação do desempenho de reator em bateladas sequenciais (RBS) a partir de dois inóculos distintos. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 14, n. 1, p. 153-175, 2021.

GONZALEZ-MARTINEZ, Alejandro et al. Start-up and operation of an aerobic granular sludge system under low working temperature inoculated with cold-adapted activated sludge from Finland. **Bioresource technology**, v. 239, p. 180-189, 2017.

HE, Qiulai et al. Enhanced simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal through mixed carbon source by aerobic granular sludge. **Journal of hazardous materials**, v. 382, p. 121043, 2020.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSOA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos**. [S.l.: s.n.], 2011.

LI, Xiao-ming et al. Biological nutrient removal in a sequencing batch reactor operated as oxic/anoxic/extended-idle regime. **Chemosphere**, v. 105, p. 75-81, 2014.

LIRA, Vitor Nairo Sousa Aguiar. **Aplicação de diferentes metodologias de descarte controlado para melhoria das propriedades do lodo granular aeróbio**. 2019.

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.

LIU, Yu; LIU, Qi-Shan. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Biotechnology Advances**, v. 24, n. 1, p. 115-127, 2006.

LOEWENTHAL, Richard E. Softening and stabilization of municipal waters. **Water Research Commission**, 1986.



LU, Huijie; CHANDRAN, Kartik; STENSEL, David. Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment. **Water research**, v. 64, p. 237-254, 2014.

MAGNUS, Bruna Scandolara et al. Avaliação das emissões de N<sub>2</sub>O geradas por lodo granular aeróbio em reator em bateladas sequenciais para diferentes cargas orgânicas e nitrogenadas. 2017.

MANCA, Fabio et al. Nitrate removal and greenhouse gas production of woodchip denitrification walls under a humid subtropical climate. **Ecological engineering**, v. 156, p. 105988, 2020.

MENG, Fangang et al. A new insight into membrane fouling mechanism during membrane filtration of bulking and normal sludge suspension. **Journal of Membrane science**, v. 285, n. 1-2, p. 159-165, 2006.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw Hill Brasil, 2015.

MOREIRA, Francisca C. et al. Tertiary treatment of a municipal wastewater toward pharmaceuticals removal by chemical and electrochemical advanced oxidation processes. **Water Research**, v. 105, p. 251-263, 2016.

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

MOTA, Ana Maria do Carmo. Avaliação de um sistema híbrido integrado de lodo ativado e biofilme em leito móvel para tratamento de esgotos domésticos, utilizando PVA-Gel como meio suporte. 2015.

MUNIZ, Gustavo Lopes; BORGES, Alisson Carraro; DA SILVA, Teresa Cristina Fonseca. Performance of natural coagulants obtained from agro-industrial wastes in dairy wastewater treatment using dissolved air flotation. **Journal of Water Process Engineering**, v. 37, p. 101453, 2020.

NANCHARAI AH, Y. V., REDDY, G. K. K. **Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications**. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 11281143, 2018.

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.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário - Procedimento**. Rio de Janeiro. 1986.

OEHMEN, Adrian et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. **Water research**, v. 41, n. 11, p. 2271-2300, 2007.

Panorama do Saneamento Básico no Brasil 2021 / Secretaria Nacional de Saneamento do Ministério do Desenvolvimento Regional. – Brasília/ DF, 2021.

PIRES, Danilo Prado; BENATTI, Julio César; NOUR, Edson Aparecido Abdul. Development of aerobic granular sludge in sequencing batch reactors with low sedimentation speed. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 1015-1024, 2021.

PRONK, M., de KREUK, M. K., de BRUIN, B., KAMMINGA, P., KLEEREBEZEM, R., van LOOSDRECHT M.C.M. **Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment**. **Water Research**, v. 84, p. 207-217, 2015.

PURBA, Laila Dina Amalia et al. Various applications of aerobic granular sludge: A review. **Environmental Technology & Innovation**, v. 20, p. 101045, 2020.

QIN, Lei et al. Microalgae consortia cultivation in dairy wastewater to improve the potential of nutrient removal and biodiesel feedstock production. **Environmental science and pollution research**, v. 23, p. 8379-8387, 2016.

ROLLEMBERG, Silvio Luiz de Souza et al. Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 439-449, 2020.

SANT'ANNA JR, Geraldo Lippel. Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 16, p. IV-IV, 2011.

SILVA, Marcilene Bernardo et al. Tratamento biológico com lodo granular aeróbio de efluente de laticínio. 2021.

SIVRIOĞLU, Özge; YONAR, Taner. Determination of the acute toxicities of physicochemical pretreatment and advanced oxidation processes applied to dairy effluents on activated sludge. **Journal of Dairy Science**, v. 98, n. 4, p. 2337-2344, 2015.

TURAN, Nouha Bakaraki; ERKAN, Hanife Sari; ENGIN, Guleda Onkal. Microplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, fate and identification. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 146, p. 77-84, 2021.

URAMPALLI, R. Y.; TUAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMANET, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 61, p. 151-157, 1997

VAN DER LUBBE, Jeroen; VAN HAANDEL, Adrianus. **Anaerobic sewage treatment: optimization of process and physical design of anaerobic and complementary processes**. IWA publishing, 2019.

VAN HAANDEL, Adrianus; VAN DER LUBBE, Jeroen. **Handbook biological waste water treatment-design and optimisation of activated sludge systems**. Webshop Wastewater Handbook, 2007.

VON ATZINGEN DANTAS, Felipe et al. Uma análise da situação do saneamento no Brasil. **FACEF Pesquisa-Desenvolvimento e Gestão**, v. 15, n. 3, 2013.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: lodos ativados. 3 ed. Minas Gerais: UFMG, 2012. 428 p.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Belo Horizonte: UFMG**, v. 1, p. 452, 2005.

VON SPERLING, Marcos. Lodos ativados-princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Universidade Federal de Minas Gerais**, v. 4, 2002.

WAGNER, J. et al. Aerobic granular sludge technology and nitrogen removal for domestic wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 7, p. 1040-1046, 2015.

WANG, Zhi-Wu; LIU, Yu. Biodegradability of extracellular polymeric substances produced by aerobic granules. **Wastewater Purification**, p. 209-222, 2007.

YANG, Lei et al. Simultaneous removal of nitrogen and phosphorous by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification of a metal resistant bacterium *Pseudomonas putida* strain NP5. **Bioresource technology**, v. 285, p. 121360, 2019.

- YANG, S. F.; LI, X. Y.; YU, H. Q. Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions. **Process Biochemistry**, v. 43, n. 1, p. 8-14, 2008.
- YANG, Yandong et al. A novel two-stage aerobic granular sludge system for simultaneous nutrient removal from municipal wastewater with low C/N ratios. **Chemical Engineering Journal**, v. 462, p. 142318, 2023.
- YONAR, Taner; SIVRIOĞLU, Özge; ÖZENGİN, Nihan. Physico-chemical treatment of dairy industry wastewaters: A review. **Technological approaches for novel applications in dairy processing**, v. 179, 2018.
- YU, Cheng et al. Aerobic granular sludge treating low-strength municipal wastewater: Efficient carbon, nitrogen and phosphorus removal with hydrolysis-acidification pretreatment. **Science of the Total Environment**, v. 792, p. 148297, 2021.
- YUAN, Chunyan et al. Low-temperature-resistance granulation of activated sludge and the microbial responses to the granular structural stabilization. **Chemosphere**, v. 311, p. 137146, 2023.
- ZHANG, Quanguo; HU, Jianjun; LEE, Duu-Jong. Aerobic granular processes: current research trends. **Bioresource Technology**, v. 210, p. 74-80, 2016.