

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
SETOR DE ENGENHARIAS, CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

PAULO VITOR DE FIGUEIREDO BACOVIS

VIABILIDADE DA UTILIZAÇÃO DE DIFERENTES DIMENSÕES DE SABUGO DE
MILHO NA CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

PONTA GROSSA

2025

PAULO VITOR DE FIQUEIREDO BACOVIS

VIABILIDADE DA UTILIZAÇÃO DE DIFERENTES DIMENSÕES DE SABUGO DE
MILHO NA CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

Dissertação apresentada como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre
no Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental da
Universidade Estadual de Ponta Grossa

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik

PONTA GROSSA

2025

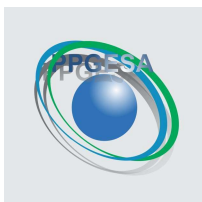
B129 Bacovis, Paulo Vitor de Figueiredo
Viabilidade da utilização de diferentes dimensões do sabugo de milho na conversão biológica de nitrogênio / Paulo Vitor de Figueiredo Bacovis. Ponta Grossa, 2025.
58 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental - Área de Concentração: Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik.

1. Sabugo de milho - Uso ambiental. 2. Desnitrificação biológica. 3. Reatores biológicos. I. Vuitik, Guilherme Araújo. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. III.T.

CDD: 628.4

**CERTIFICADO - 2694197/2025 - PPGESA****PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
SANITÁRIA E AMBIENTAL**

Certificado nº 2832435/2025 PPGESA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO - DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Título da Dissertação: **“Viabilidade da utilização de diferentes dimensões de sabugo de milho na conversão biológica de nitrogênio”**

Nome: **PAULO VITOR DE FIGUEIREDO BACOVIS**

Orientadora: **Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik**

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Guilherme Araújo Vuitik
Universidade Estadual de Ponta Grossa – UEPG

Prof^a. Dr^a. Ana Cláudia Barans
Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG

Prof^a. Dr^a. Priscila Rosseto Camiloti
Universidade de São Paulo - USP

Ponta Grossa, 10 de outubro de 2025



Documento assinado eletronicamente por **Guilherme Araujo Vuitik, Professor(a)**, em 14/10/2025, às 19:09, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Ana Claudia Barana, Professor(a)**, em 22/10/2025, às 10:26, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Priscila Rosseto Camiloti, Usuário Externo**, em 07/11/2025, às 09:29, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Carlos Emmanuel Ribeiro Lautenschlager**, **Coordenador(a) do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental - Mestrado**, em 07/11/2025, às 10:36, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.uepg.br/autenticidade> informando o código verificador **2832435** e o código CRC **EDF02868**.

25.000078083-8

2832435v4

Dedico esse trabalho para minha vó
Netinha, que recentemente nos deixou,
mas que sempre fez o seu máximo para
ver todos ao seu redor alegres e felizes

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por tudo que faz por todos nós, por preparar cada passo do nosso caminho. Cristo vive em mim, por isso sou grato a Deus por sua graça e amor.

À minha esposa, Nicolý, pelo apoio de todos esses anos, por ser minha base, meu suporte e nunca medir esforços para me apoiar e me incentivar a realizar meus sonhos.

Aos meus pais, Júlio César e Maria Cristina, por me apoiarem tanto e me incentivarem a estudar e sempre buscar a ser alguém melhor todos os dias.

Aos meus irmãos, César, Nanda e Raquel por me inspirarem todos os dias, por todo o ensinamento e por todas as brincadeiras ao longo desses anos.

Ao meu orientador, professor e amigo, Dr. Guilherme Araujo Vuitik, por toda a ajuda desde o TCC, por todas as conversas e risada que tornaram essa dissertação mais leve e possível.

Aos companheiros de laboratório, Pablo, Henrique, Gustavo, Flávia e Cícero por toda a ajuda em análises.

À Universidade Estadual de Ponta Grossa e ao Departamento de Engenharia Civil, por toda a infraestrutura disponibilizada e por todos os docentes e profissionais que de alguma maneira contribuíram.

À CAPES por ajudar o país a crescer financiando essa e milhares de pesquisas em todo o país.

*“Confie no Senhor de todo o seu coração
e não dependa de seu próprio
entendimento. Busque a vontade dele em
tudo que fizer e Ele lhe mostrará o
caminho que deve seguir”*

(Provérbios 3:5-6)

RESUMO

BACOVIS, P.V.F. **Viabilidade da utilização de diferentes dimensões de sabugo de milho na conversão biológica de nitrogênio**. Orientador: Guilherme Araujo Vuitik. Ponta grossa, 2024. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2024.

A presença de compostos nitrogenados em efluentes líquidos, especialmente na forma de nitrato, representa um relevante problema ambiental, uma vez que seu descarte inadequado em corpos hídricos pode ocasionar processos de eutrofização e impactos negativos à saúde humana, como metahemoglobinemia e câncer gastrointestinal. A desnitrificação biológica configura-se como uma alternativa eficiente para a remoção de nitrato, entretanto, requer a disponibilidade de uma fonte de carbono orgânico para o metabolismo microbiano. Nesse contexto, o reaproveitamento de resíduos orgânicos como fonte de carbono e meio suporte surge como uma alternativa sustentável e de baixo custo para otimização dos processos biológicos. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um reator em batelada utilizando sabugo de milho, em diferentes dimensões granulométricas, como meio suporte e fonte de carbono na conversão biológica de nitrato em nitrogênio gasoso. O estudo foi dividido em duas etapas principais. Na Fase 1, avaliou-se a liberação de carbono orgânico a partir do sabugo de milho em meio estático, tanto em água quanto em efluente agrícola, ao longo do tempo, por meio da análise de demanda química de oxigênio (DQO), constatando-se que a hidrólise do carbono variou conforme o meio e o tempo de contato. Na Fase 2, três reatores em batelada foram operados em regime dinâmico, com ciclos de 24 horas, utilizando diferentes dimensões de sabugo de milho, visando à avaliação da eficiência de remoção de nitrato. Os resultados demonstraram estabilidade das concentrações de nitrato e DQO durante a fase de aclimação, indicando a fixação da biomassa nos reatores. Na operação dinâmica, foram obtidos valores médios de remoção de nitrato de $0,043 \text{ mgNO}_3^- / \text{g}$, $0,048 \text{ mgNO}_3^- / \text{g}$ e $0,049 \text{ mgNO}_3^- / \text{g}$ para os Reatores 1, 2 e 3, respectivamente. Os resultados evidenciam o potencial do sabugo de milho como alternativa sustentável para aplicação em processos de desnitrificação biológica, contribuindo para o avanço tecnológico no tratamento de efluentes nitrogenados.

Palavras-chave: sabugo de milho, desnitrificação, reatores biológicos.

ABSTRACT

BACOVIS, P.V.F. **Feasibility of using different corn cob dimensions** in the biological conversion of nitrogen. Advisor: Guilherme Araujo Vuitik. Ponta Grossa, 2025. Dissertation (Master's Degree in Sanitary and Environmental Engineering), State University of Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2025.

The presence of nitrogen compounds in liquid effluents, particularly nitrate, represents a significant environmental concern, as improper discharge into water bodies can lead to eutrophication processes and adverse impacts on human health, such as methemoglobinemia and gastrointestinal cancer. Biological denitrification is an effective alternative for nitrate removal; however, it requires the availability of an organic carbon source for microbial metabolism. In this context, the reuse of organic residues as both carbon sources and support media emerges as a sustainable and low-cost strategy to enhance biological treatment processes. This study aimed to evaluate the efficiency of a batch reactor using corn cob with different particle sizes as support media and carbon source for the biological conversion of nitrate into gaseous nitrogen. The research was divided into two main phases. In Phase 1, the release of organic carbon from corn cob under static conditions, in both water and agricultural effluent, was evaluated over time through chemical oxygen demand (COD) analysis, revealing that carbon hydrolysis varied according to the medium and contact time. In Phase 2, three batch reactors were operated under dynamic conditions with 24-hour cycles, using different corn cob particle sizes to assess nitrate removal efficiency. The results indicated stable nitrate and COD concentrations during the acclimation phase, demonstrating successful biomass attachment. During dynamic operation, average nitrate removal values of $0.043 \text{ mgNO}_3^- / \text{g}$, $0.048 \text{ mgNO}_3^- / \text{g}$, and $0.049 \text{ mgNO}_3^- / \text{g}$ were obtained for Reactors 1, 2, and 3, respectively. These findings highlight the potential of corn cob as a sustainable alternative for application in biological denitrification processes, contributing to technological advancements in the treatment of nitrogen-rich effluents.

Keywords: corn cob, denitrification, biological reactors

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 - Estrutura do milho	19
Figura 2 - Figura 2 - Representação gráfica do modelo cinético de Monod.....	23
Figura 3 - Fluxograma das etapas da pesquisa.....	27
Figura 4 - Foto dos reatores estáticos	28
Figura 5 - Esquema do reator	29
Figura 6 - DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa	37
Figura 7 - DQO nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola	39
Figura 8 - Figura 8 - Variação da concentração de nitrato durante a partida dos reatores - (A) sabugo de dimensão de 5 cm, (B) sabugo de dimensão de 7,5 cm, (C) sabugo de dimensão de 15 cm.....	42
Figura 9 - Figura 9 -Variação da DQO durante a partida dos reatores (A) sabugo de dimensão de 5 cm, (B) sabugo de dimensão de 7,5 cm, (C) sabugo de dimensão de 15 cm.....	43
Figura 10 - Figura 10 - Variação da DQO (DQO inicial - DQO final) nos reatores dinâmicos após a partida, ao longo do tempo.....	46
Figura 11 - Figura 11 - Comparativo de eficiência de remoção de nitrato após a partida ao longo do tempo	47
Figura 12 - Variação da Alcalinidade ao longo das bateladas.....	48
Figura 13 - Figura 13 - Boxplot com as Eficiências de remoção de Nitrato em cada Reator	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características do sabugo por Reator	34
Tabela 2 - Características dinâmicas por Reator.....	34
Tabela 3 - Caracterização do efluente.....	35
Tabela 4 - DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa	36
Tabela 5 - DQO nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola	38
Tabela 6 - Resumo das constantes cinéticas.....	40
Tabela 7 - Remoção média de nitrato por reator	52

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	15
2.1 OBJETIVO GERAL	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1 CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO	16
3.1.1 Nitrificação	16
3.1.2 Desnitrificação	16
3.1.3 Reatores de leito fixo com meio suporte orgânico	17
3.1.4 Milho	19
3.2 CINÉTICA DE REAÇÕES	21
3.3 HIDRÓLISE	25
3.4 CINÉTICA DE REAÇÕES EM SÉRIE	26
4 METODOLOGIA	28
4.1 DESCRIÇÃO DA PESQUISA	28
4.2 ETAPAS DA PESQUISA	28
4.2.1 Coleta e caracterização do efluente	28
4.2.2 Montagem do aparato experimental	29
4.2.2.1 Reatores estáticos	29
4.2.2.2 Reatores dinâmicos	29
4.3 ETAPA 1 - AVALIAÇÃO EM MEIO ESTÁTICO DA HIDRÓLISE DE CARBONO	31
4.4 ETAPA 2 - INOCULAÇÃO	31
4.5 ETAPA 2 - OPERAÇÃO COM TDH DE 24h	33
4.6 ESTATÍSTICA	33
4.6.1 Reatores estáticos	34
4.6.2 Reatores dinâmicos	34
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5.1 CARACTERÍSTICAS DO SABUGO	35
5.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUÁRIA	36
5.3 FASE ESTÁTICA	37
5.3.1 DQO - demanda química de oxigênio	37
5.3.1.1 Reatores com água potável	37

5.3.1.2 Reatores com efluente de drenagem agrícola.....	39
5.3.2 Síntese dos Resultados.....	41
5.3.3 Estatística DQO/massa seca.....	41
5.4 AVALIAÇÃO DA VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO EM MEIO DINÂMICO - PARTIDA DO REATOR	42
5.6 AVALIAÇÃO DA VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO EM MEIO DINÂMICO - OPERAÇÃO APÓS A PARTIDA	46
6 CONCLUSÃO	54
REFERÊNCIAS.....	55

1 INTRODUÇÃO

A agricultura foi inventada há cerca de 10 a 15 mil anos (Lutzenberger, 2001) com o objetivo inicial de satisfazer as necessidades humanas e logo se modificou para a produção do excedente. No Brasil, esta prática se intensificou com a monocultura e com o latifúndio em plantações como milho, soja, café, cana de açúcar e laranja (Vicente, 2010).

Um dos principais cereais cultivados é o milho, a projeção para a produção mundial do cereal em 2025 está em 1,22 bilhão de toneladas, esta é liderada pelos Estados Unidos, seguido da China, enquanto o Brasil encontra-se em 3º lugar com, aproximadamente, 10% da produção total (Agrolink, 2024).

O milho é o segundo cereal mais produzido no Brasil (Conab, 2019). Em 2023, o país produziu cerca de 132 milhões de toneladas (IBGE, 2024). Este valor elevado deve-se à versatilidade do produto, aparecendo na alimentação humana como grão inteiro ou nas formas de farinha e óleo, na indústria de biocombustíveis na produção de etanol e, além disso, serve de ração para suínos, bovinos e aves (Embrapa, 2011). Os subprodutos da produção do milho são: sabugo, folha, caule e palha. A cada tonelada de milho produzida é gerado mais que o dobro de resíduos, sendo que aproximadamente 18% da espiga é sabugo que pode ser descartado na lavoura ou usado como matéria prima para ração. Folhas e caules normalmente são deixados no solo e, muitas vezes, viram queimada, o que gera um dano ambiental pela emissão de gases poluentes (Silva, 2018).

O milho correspondeu a aproximadamente 25% do PIB do agronegócio brasileiro no ano de 2025 (Cepea/Esalq, 2025). Um dos responsáveis por estes valores são os fertilizantes, os quais têm como objetivo aumentar a produção agrícola e começaram a ser implementados em larga escala entre as décadas de 60 e 70 atrelados à Revolução Verde, a qual marcou o início da inovação tecnológica neste meio (Bezerra, 2003).

O nutriente mais requerido pelas plantas é o nitrogênio, por isso surgiu a necessidade de implementá-lo nos fertilizantes, fazendo-o ser o composto mais consumido na produção (Stolle, 2022). Em 2021 mais de 40 mil toneladas de fertilizantes foram entregues ao mercado brasileiro (CONAB, 2022). Quando a planta recebe mais nitrogênio do que consegue absorver, esse excesso não é assimilado por ela e acaba ficando no solo e, muitas vezes, lixiviado para corpos d'água (Zhao, 2020).

O nitrogênio descartado em águas superficiais pode gerar a eutrofização, processo que pode favorecer o crescimento excessivo de algas, gerando aumento da biomassa, desequilíbrio do ecossistema. Este processo acarreta numa maior demanda bioquímica de oxigênio e turbidez, diminuindo a incidência de luz nos corpos d'água e a quantidade de oxigênio dissolvido (Souza, 2014; Branco, 2015).

Além disso, a presença de alta concentração de compostos nitrogenados pode gerar

problemas de saúde como câncer gastrointestinal pelas *nitrosaminas* e *nitrosamidas*, metahemoglobinemia, popularmente conhecida como síndrome do bebê azul e insuficiência respiratória por conta do alto consumo de nitrato (Alaburda; Nishihira, 1998).

Por conta dos problemas citados, surge a necessidade do tratamento de efluentes nitrogenados a fim de colocá-los dentro dos parâmetros apontados em resoluções como CONAMA 430/11 e 357/05. Para atender tais demandas, pesquisadores têm estudado a implementação de biorreatores que utilizam suporte orgânico biodegradável. Estes biorreatores possuem bactérias heterotróficas facultativas, as quais se aderem ao meio suporte e o usam como fonte externa de carbono e doador de elétrons, e possuem a capacidade de remover nitrato de efluentes. Alguns suportes utilizados são casca de arroz e nozes, endocarpo de coco, hastes de algodão, casca de couro, palha de cevada, de trigo, além do sabugo de milho (Robertson; Cherry, 1995; Della Rocca; Belgiorno; Meriç, 2005; Franchin, 2006; Moorman *et al.*, 2010; Torres, 2011; Wang *et al.*, 2013; Fowdar, 2015; Aslam, 2017; Nordström; Herbert, 2017; Satayeva, 2018; Fatehi-Pouladi *et al.*, 2019; Yao *et al.*, 2020; Hellman, 2021).

Os subprodutos do milho foram estudados por Stolle (2022) como meio suporte de um biorreator. A parte do caule do milho se mostrou efetiva na remoção de nitrato nos tempos de 8, 16 e 24 horas chegando em uma remoção de 84% para o maior TDH. O sabugo também se mostrou eficiente para o mesmo processo, o reator preenchido apenas com este resíduo, atingiu uma eficiência de mais de 83% para o TDH de 16 h.

A proposta do trabalho é evoluir no estudo de reaproveitamento de resíduos na remoção de nitrato de efluentes agrícolas, a fim de gerar economia de recursos, espaço e capital para indústrias que utilizares desde avanço tecnológico.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de três reatores do tipo batelada com meio suporte de sabugo de milho com diferentes dimensões, na conversão biológica de nitrato em nitrogênio molecular.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar o processo de partida de reatores do tipo batelada com meio suporte de sabugo de milho com diferentes dimensões, na conversão biológica de nitrato em nitrogênio molecular;
- Analisar a liberação de matéria orgânica solubilizada em reatores de leito de sabugo de milho submetidos a condições estáticas;
- Analisar a Influência das dimensões do sabugo de milho como meio suporte e fonte de carbono, na conversão biológica de nitrato em nitrogênio molecular.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CONVERSÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

A conversão biológica do nitrogênio é um processo amplamente utilizado no de efluentes, pois permite a transformação de compostos nitrogenados em formas menos impactantes ao meio ambiente. Por meio da ação de microrganismos específicos, espécies como amônia, nitrito e nitrato são convertidas ao longo do ciclo do nitrogênio, possibilitando a remoção do nitrogênio dos sistemas aquáticos. Esses processos apresentam elevada eficiência, baixo consumo energético e maior sustentabilidade quando comparados a métodos físico-químicos, consolidando-se como uma alternativa tecnicamente viável para o controle da poluição nitrogenada.

3.1.1 Nitrificação

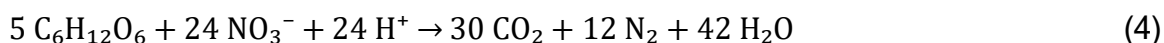
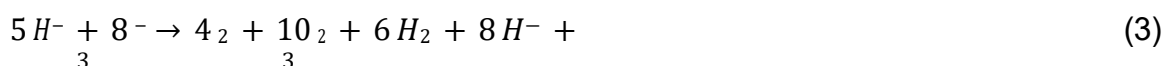
A nitrificação consiste em dois processos, a nitritação, oxidação da amônia (NH_3) em nitrito (NO_2^-), e a nitratação, oxidação do nitrito em nitrato (NO_3^-) (METCALF & EDDY, 2003). Este processo é realizado por bactérias dos tipos BOA (Bactérias Oxidantes de Amônia) e BON (Bactérias Oxidantes de Nitrito) que têm como característica obter sua energia através de compostos inorgânicos como fonte de carbono e oxigênio, ou seja, são bactérias autotróficas (Beltran, 2008). As BOA oxidam a amônia (Equação 1) e as BON, nitrito (Equação 2). São exemplos de bactérias do tipo BOA, os gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrospira* e são exemplos do tipo BON, *Nitrospira*, *Nitrobacter*, *Nitrospina* e *Nitrococcus* (Aantileo; Roeckel; Wiesmann, 2003; Beltran, 2008; Ciudad, 2007).



3.1.2 Desnitrificação

A desnitrificação, por sua vez, é o processo de conversão biológica do nitrato a óxido nítrico, nitroso e gás nitrogênio (Metcalf; Eddy, 2003). É um processo respiratório anóxico, sem a presença de oxigênio, realizado por bactérias heterotróficas facultativas. Estima-se que cerca de 60 gêneros de bactérias realizam o processo, como: *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Gallionella*, *Halobacterium*, *Halomona*, *Hyphomicrobium*, *Janthinobacterium*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodobacter*, *Thiobacillus*, *Thiosphaera*, *Vibrio* e

Xanthomonas (Burghate; Ingole, 2014; Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016). Esta remoção é realizada pelo processo de oxidação da matéria orgânica (carbono) presente em fontes de carbono orgânico (Ferreira, 2000). Neste processo, o íon nitrato é reduzido a nitrogênio molecular (N₂). Como a desnitrificação é um processo que precisa de um doador de elétron, para ela ser executada é necessária uma fonte externa de carbono. A Equação 3 representa quando esta fonte é o acetato, já a Equação 4 mostra quando o doador é a glicose, todavia outras fontes de carbono podem ser utilizadas (Zoppas; Bernardes; Meneguzzi, 2016).



Bactérias dos gêneros *Paracoccus*, *Thiobacillus* e *Thiosphaera* podem realizar a desnitrificação sem presença de oxigênio, neste caso, é utilizado hidrogênio ou compostos de enxofre como S₀, S₂⁻, S₂O₃²⁻, S₄O₂²⁻ ou SO₃²⁻ como fonte de energia. O íon ferroso é utilizado como fonte de energia na desnitrificação autotrófica pelas bactérias *Ferrobacillus*, *Gallionella*, *Leptothrix* e *Sphaerotillus* (Burghate; Ingole, 2014).

De acordo com Liu *et al.* (2010), a capacidade de ocorrer a desnitrificação está relacionada com a quantidade de substrato biodegradável presente no sistema (relação carbono orgânico/ nitrogênio). Acredita-se que para a desnitrificação ser satisfatória é necessário que a quantidade de carbono seja mais que 2,5 vezes a de nitrogênio (Helmer-Madhok *et al.*, 2002). O oxigênio que as bactérias facultativas preferem para a desnitrificação é o livre na água, pois amplifica o processo de respiração mesmo elas sendo capazes de utilizar nitrato como receptor de elétrons, por conta disso, quando o objetivo é reduzir nitratos e nitritos, a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) na água deve ser baixo.

3.1.3 Reatores de leito fixo com meio suporte orgânico

Biorreatores que possuem como objetivo tratar águas residuárias vem sendo estudados nas últimas décadas (Fatehi-Pouladi *et al.*, 2019). Os biorreatores empacotados com fontes de carbono estão cada vez mais populares devido à sua sua longa durabilidade e características hidráulicas estáveis para tratamento de efluente agrícola (Stolle, 2022). São utilizados no tratamento de água de drenagem em alguns países como Estados Unidos, China, Nova Zelândia, além de países na Europa para tratar efluentes deste tipo (Fatehi-

Pouladi *et al.*, 2019; Moorman *et al.*, 2010; Yao *et al.*, 2020).

Nestes reatores normalmente utilizam sólidos carbonáceos de baixo custo que geralmente são descartados e podem gerar problemas ambientais, além de servirem como doador de elétrons para o processo de desnitrificação, são utilizados como meio suporte no qual as bactérias responsáveis se agregam (Della Rocca; Belgiorno; Meriç, 2005; Hellman, 2021; Nordström; Herbert, 2017; Robertson, 2010; Satayeva *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2013).

Algodão foi estudado por Della Rocca *et al.* (2005) como fonte de carbono e material suporte, nesta pesquisa, os autores encontraram uma eficiência de 90% na remoção de nitrato. Foram analisadas as concentrações de nitrato, fosfato, sulfato, fluoreto e cloreto, o reator era de fluxo contínuo operado a 27°C com TDH de 24 horas e a reação cinética encontrada para transformação de nitrato a nitrogênio gasoso foi de ordem 1. Algodão foi estudado por Della Rocca *et al.* (2005) como fonte de carbono e material suporte, nesta pesquisa, os autores encontraram uma eficiência de 90% na remoção de nitrato. Foram analisadas as concentrações de nitrato, fosfato, sulfato, fluoreto e cloreto, o reator era de fluxo contínuo operado a 27°C com TDH de 24 horas e a reação cinética encontrada para transformação de nitrato a nitrogênio gasoso foi de ordem 1.

Torres (2011) estudou endocarpo de coco para as mesmas funções do estudo anterior e analisou nitrato, nitrito, OD, pH, entre outros parâmetros, além disso, foi analisada a diferença entre as dimensões de endocarpo de um reator para o outro. O autor concluiu que a fonte é viável para as funções de fonte de carbono e material suporte em um processo de desnitrificação após encontrar uma remoção de 97,8% de nitrato no reator que utilizou as menores dimensões, o que indica que o tamanho da fonte foi uma variável no processo de desnitrificação.

Palha de trigo, polissuccinato de butileno e jornal foram utilizados na remoção de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal, alcançando uma eficiência de remoção próxima a 98%. A partir dos resultados obtidos, concluiu-se que a celulose de carbono apresenta sensibilidade à temperatura no processo de remoção de nitrato. (Si *et al.*, 2018).

Hou *et al.* (2019) estudaram o farelo de arroz como fonte de carbono num reator de desnitrificação, utilizando diferentes tempos de detenção e tamanhos de farelo. Os autores concluíram que o farelo de arroz é eficiente na remoção de nitrato, pois foi encontrada uma eficiência de 96,2% de remoção de nitrato. Neste caso, acredita-se que os elétrons doados provêm do ácido cítrico e do ácido acético produzidos pela fermentação.

Gao *et al.* (2022) estudaram seis materiais orgânicos (talo de sorgo, casca de trigo, esponja de bucha, talo de banana, casca de melancia e talo de batata doce) como doador de elétrons e chegaram em remoções de nitrato superiores a 92 % para todas as fontes. Neste estudo, foi feita análise cinética para desnitrificação e para liberação de carbono, nas quais o autor encontrou ordem 0 e 1 respectivamente.

Kouanda e Hua (2021) analisaram cineticamente um reator de desnitrificação para o cavaco de madeira em três idades diferentes e diferentes temperaturas e concluíram que as menores temperaturas inibiram os microorganismos os quais seguiram o modelo de Michaelis-Menten ($R_2 = 0.970-0.993$).

Sabugo e caule de milho foram estudados por Stolle (2022) em um biorreator de leito fixo e suporte biodegradável, as fontes foram analisadas tanto isoladamente quanto combinadas com Mini Biobobs®, o estudo variou temperatura e tempo de detenção hidráulica e concluiu que ambas as variáveis interferem no processo. Os reatores apenas com suportes biodegradáveis foram preenchidos com 16 sabugos de milho padronizados com o diâmetro de 1,5 cm e 1 cm de comprimento, estes foram os mais eficientes na desnitrificação quando não controlada a temperatura e em TDHs maiores, como 24 horas, para o TDH de 8 horas e com controle de temperatura, o sabugo de milho se mostrou eficiente quando combinado com Mini Biobob®. Os resultados mostraram que os resíduos do milho são viáveis como alternativa em biorreatores desnitrificantes.

3.1.4 Milho

O milho é um cereal pertencente à família das gramíneas e (Conab, 2021), ele alimenta bilhões de pessoas, além de ser essencial na produção de biocombustíveis e tendo influência na economia e sustentabilidade. Estados Unidos, China e Brasil são os três principais produtores mundiais sendo responsáveis por quase dois terços da produção mundial do cereal (Agroadvance, 2023).

O Brasil, em 2023, produziu cerca de 132 milhões de toneladas de milho e, apesar de não ser o maior produtor, foi o maior exportador do cereal com 55 milhões de toneladas. A produção brasileira vem aumentando. Em dez anos, o país saiu de 70 para 125 milhões de toneladas produzidas anualmente (Agroadvance, 2023)

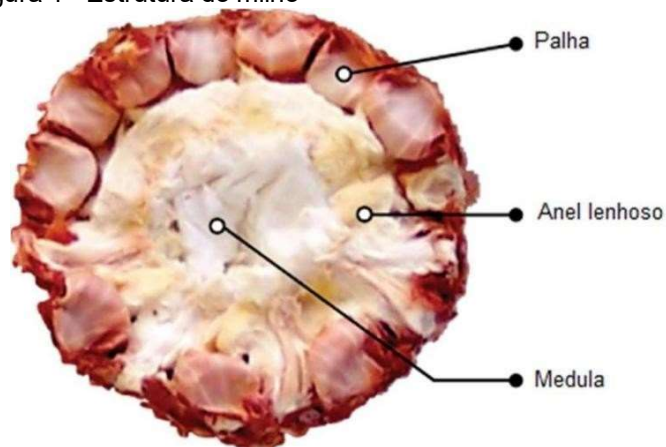
A espiga do milho foi dividida em duas partes para o estudo de sua composição por Gandam *et al.* (2022), a externa e a interna. Os autores concluíram que a parte externa possui mais carboidratos e menos lignina em comparação com a parte interna, outro fator analisado foi a relação siringila/guaiacila e sua correlação com a glucanase, enzimas que quebram grandes polissacarídeos por hidrólise.

Nagarajan *et al.* (2021) concluíram que o sabugo de milho é uma fonte rica em açúcares e compostos não açucarados facilmente disponível. De acordo com os autores, o sabugo é rico em Xilose (um monossacarídeo e açúcar essencial), substância utilizada para produção do xilitol.

Os estudos apresentaram, entre outros compostos, celulose, que é um polímero de cadeia longa, desta forma, conclui-se que os resíduos a base de sabugo de milho podem ser

utilizados em biorreatores, visto que apresentam glucanase, o que pode resultar em quebras desse polissacarídeo e utilização deste no metabolismo das bactérias heterotróficas. A estrutura do milho pode ser vista na Figura 1.

Figura 1 - Estrutura do milho



Fonte: Adaptado de Green Products (2024)

A palha é considerada uma fibra natural do tipo lignocelulósica por conta de sua composição possuindo lignina, celulose e hemicelulose. Esta parte do milho é considerada um resíduo agrícola e normalmente é incinerada ou utilizada como cama nos criadouros de ave. É um material abundante que consiste em 21,1% do peso da espiga seca, porém é pouco aproveitado, sua principal utilidade se encontra no artesanato (Paes *et al.*, 2023).

A parte central consiste no anel lenhoso, responsável da maior porcentagem do peso seco do milho, com cerca de 77,5% por conta de sua estrutura lignificada e rígida semelhante a um xilema lenhoso, seu principal componente também é a hemicelulose com 46,9%, seguido por 31,6% de lignina e 15,7% de lignina (Takada *et al.*, 2018).

A medula é a parte interna do sabugo de milho, consiste em apenas 1,4% de seu peso seco, sua baixa influência no peso se deve por sua baixa densidade por conta de uma estrutura esponjosa, ela é composta por 34,8% de celulose, 39,9% de hemicelulose e 17,3% de Lignina (Takada *et al.*, 2018).

A hemicelulose do sabugo do milho é composta por ramnose, arabinose, galactose, xilose, manose, ácido glucurônico e ácido 4-O-metil glucurônico. A maior porcentagem do açúcar hemicelulósico é proveniente da Xilose com mais de 75% nas três partes, com destaque para a palha com 89,8%. Além de celulose, hemicelulose e lignina, o sabugo de milho é composto, também, por proteína, extrativo, amido e cinzas em porções menores e cada parte com uma proporção (Takada *et al.*, 2018). A hemicelulose, rica em xilose, é um carboidrato fermentável prontamente utilizável por diversos grupos bacterianos. Em sistemas anóxicos, a xilose pode ser metabolizada por microrganismos desnitrificantes, fornecendo

energia para a redução de nitratos presentes no meio. A elevada concentração de xilose na palha de milho e sua presença significativa no anel lenhoso tornam o sabugo uma fonte atrativa de carbono para promover a desnitrificação em sistemas de tratamento de águas ou solos contaminados com nitratos (Takada *et al.*, 2018).

A celulose, embora seja um componente estrutural mais resistente, pode também contribuir para a desnitrificação, sendo gradualmente decomposta por microrganismos capazes de hidrolisá-la. A liberação de glicose e outros monossacarídeos pela hidrólise da celulose pode fornecer substratos adicionais para a atividade desnitrificante, ainda que a velocidade desse processo seja inferior àquela observada para a hemicelulose (Sun *et al.*, 2002).

A lignina, por sua vez, não é uma fonte direta de carbono acessível para microrganismos desnitrificantes, devido à sua resistência à degradação. Contudo, ela pode influenciar indiretamente os processos microbiológicos, afetando a estrutura física do substrato e interagindo com compostos orgânicos em sistemas de compostagem ou digestão anaeróbica, potencializando a atividade microbiana em condições controladas (Hatakka, 2005).

Com base em sua composição química e propriedades físico-químicas, o sabugo de milho se apresenta como uma excelente fonte de carbono para processos de desnitrificação, especialmente devido à abundância de hemicelulose rica em xilose e à presença de celulose. Embora a lignina seja um componente mais resistente, ela não inviabiliza o uso do sabugo em sistemas otimizados para decomposição microbiológica. Assim, o sabugo de milho contribui não apenas para o ciclo do carbono, mas também como uma alternativa sustentável no tratamento de efluentes ricos em nitratos, favorecendo a mitigação de poluentes nitrogenados em ambientes agrícolas e urbanos (Takada *et al.*, 2018).

3.2 CINÉTICA DE REAÇÕES

A conversão de nitrato em nitrogênio molecular em um reator de leito de sabugo de milho é um processo que depende essencialmente da adaptação e fixação da biomassa heterotrófica. Essa transformação não apenas resulta na formação de produtos desejados, mas também envolve o consumo eficaz de reagentes, o que ressalta a importância de uma análise detalhada das reações químicas subjacentes. A cinética das reações é fundamental para entender a velocidade de transformação dos reagentes em produtos, sendo influenciada pela concentração dos reagentes envolvidos. A Equação 5 fornece um modelo matemático para descrever essa dinâmica, expressando como a concentração do reagente varia ao longo do tempo. Nela, k simboliza a constante da reação, enquanto C representa a concentração do reagente e n indica a ordem da reação. Compreender essas variáveis é

essencial para otimizar as condições do reator e maximizar a eficiência do processo.

$$- = . \quad (7)$$

A ordem da reação n desempenha um papel fundamental na determinação da relação entre a concentração do reagente e a velocidade ou taxa de reação. No âmbito do tratamento de águas residuais, as reações de ordem zero e de primeira ordem se destacam por suas implicações práticas.

Nas reações de ordem zero, a taxa de reação permanece constante independentemente da concentração do reagente, resultando em um comportamento previsível ao longo do tempo. Isso pode ser vantajoso em processos contínuos de tratamento, onde a estabilidade na taxa de remoção de contaminantes é crucial. Por outro lado, as reações de primeira ordem revelam uma dinâmica diferente: a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do reagente, levando a uma diminuição exponencial na quantidade de reagente disponível ao longo do tempo.

Esse comportamento gera um aumento proporcional na formação de produtos, refletindo uma eficiência variável conforme os níveis de concentração decrescem (Perry, 2020). A compreensão dessas ordens de reação permite a otimização de processos de tratamento de águas residuais. Ao aplicar modelos matemáticos que consideram essas dinâmicas, é possível projetar sistemas que operem de forma mais eficiente, adaptando-se às variações na carga de poluente e na qualidade da água. Dessa forma, a escolha entre utilizar um sistema de reação de ordem zero ou de primeira ordem pode ter um impacto significativo na eficácia e na sustentabilidade das operações de tratamento.

Para abordar a cinética da remoção de nitrogênio, é fundamental iniciar com a análise dos modelos cinéticos de crescimento celular, com foco específico nos modelos de crescimento balanceado. Esses modelos descrevem a relação entre a velocidade de crescimento celular e a concentração de substrato, destacando que a fase biológica é predominantemente caracterizada pela massa celular ou sua concentração (Monod, 1950).

Dentre os modelos cinéticos de crescimento balanceado, o modelo de Monod se destaca pela sua aplicação na fermentação alcoólica de açúcares em sistemas de alimentação contínua. Essa pesquisa não apenas proporcionou uma base teórica sólida, mas também inspirou uma série de estudos subsequentes voltados para a derivação de expressões cinéticas que descrevem o metabolismo bacteriano de forma mais detalhada.

O modelo cinético de Monod, embora singular em sua abordagem, possui semelhanças com outros modelos estabelecidos, como as isotermas de adsorção de Langmuir, propostas em 1918, e o modelo de Michaelis-Menten, desenvolvido em 1913 para reações enzimáticas com um único substrato (Monod, 1950).

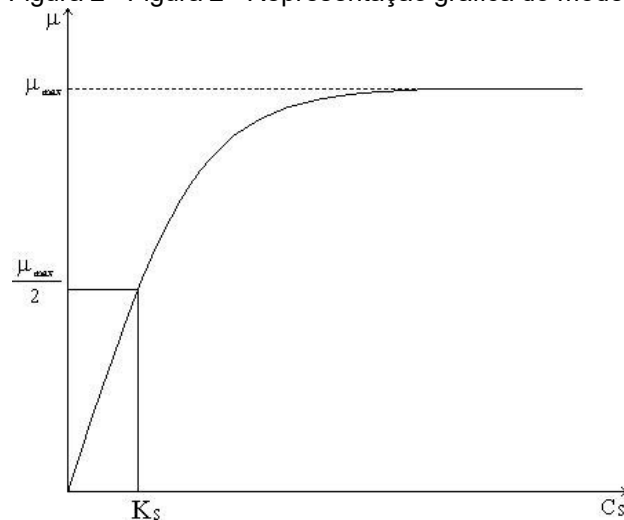
Além disso, a aplicação do modelo de Monod no contexto da remoção de nitrogênio permite uma compreensão mais aprofundada da eficiência dos processos biológicos envolvidos, possibilitando otimizações na operação de reatores biológicos. Essa inter-relação entre a cinética do crescimento celular e a dinâmica de remoção de nutrientes é crucial para a melhoria das estratégias de tratamento em sistemas de águas residuais, contribuindo para a sustentabilidade e eficiência desses processos.

Os resultados de Monod podem ser resumidos em três equações básicas: A velocidade bruta de crescimento dos microrganismos é proporcional à velocidade de utilização do substrato; Nessa expressão, C_X é a concentração de microrganismos ($M.L^{-3}$, por exemplo: $mg\ SSV.L^{-1}$); C_S é a concentração de substrato ($M.L^{-3}$); t é o tempo e YX/S é o fator de crescimento ou a produção bruta das bactérias por unidade de massa de substrato ($M\ células / M\ substrato$, por exemplo $g\ SSV.g^{-1}\ DQO$). A velocidade de crescimento dos microrganismos é proporcional à concentração dos mesmos e depende da concentração de substrato como

$$r_X = \left(\frac{dC_X}{dt} \right)_c = C_X \cdot \mu = \mu \frac{C_S \cdot C_X}{K_S + C_S} \quad (7)$$

Na expressão cinética de Monod, r_X é a velocidade de crescimento celular, μ é a velocidade específica de crescimento celular e μ_{max} e K_S são constantes cinéticas. μ_{max} é a velocidade máxima de crescimento celular, e K_S é a constante de saturação do substrato e tem o valor da concentração de substrato na qual μ atinge metade do seu valor máximo. A representação gráfica da expressão cinética de Monod é apresentada na Figura 2.

Figura 2 - Figura 2 - Representação gráfica do modelo cinético de Monod.



Fonte: Monod (1950)

A partir da expressão (7), pode-se observar que, em condições de altas concentrações de substrato, a razão aproxima-se de 1, o que implica que a velocidade de crescimento das células se torna praticamente independente da concentração de substrato. Nessa faixa de concentrações, o crescimento assume um comportamento característico de ordem zero, ou seja, a taxa de crescimento não é mais limitada pela disponibilidade de substrato, mas sim pela capacidade do sistema biológico de processá-lo. Em contraste, quando a concentração de substrato é significativamente menor que a constante de saturação, a velocidade de crescimento passa a ser proporcional à concentração de substrato. Nesse regime, o sistema segue uma cinética de primeira ordem, onde o consumo do substrato e o crescimento celular são diretamente dependentes da sua concentração, conforme descrito pelo modelo de Monod (1950). Esses dois regimes distintos são fundamentais para a compreensão da dinâmica de crescimento em sistemas microbiológicos, pois indicam como as células ajustam sua taxa de crescimento em função da disponibilidade de recursos, com implicações diretas no controle e na otimização de processos biotecnológicos e ambientais. Paralelo ao crescimento de microrganismos devido à atividade anabólica, há também decaimento devido à morte de células vivas. A velocidade de decaimento pode ser formulada como um processo de primeira ordem:

$$\left(\frac{dC_x}{dt}\right) = -C_d \cdot C_x \quad (8)$$

Nessa expressão, C_d é a constante da velocidade de decaimento ou constante de morte celular. O índice d representa o decaimento da massa bacteriana

3.3 HIDRÓLISE

A palavra "hidrólise" origina-se dos termos gregos "*hydro*", que significa "água", e "*lysis*", que se traduz como "separar". Esse termo descreve uma reação química essencial em que a água atua como reagente, promovendo a decomposição de moléculas maiores em moléculas menores. A hidrólise pode ocorrer com uma variedade de substâncias, incluindo sais, ésteres, proteínas e carboidratos. Este processo implica a quebra de ligações químicas através da incorporação de grupos hidroxila (OH) e íons hidrogênio (H⁺) provenientes da molécula de água (Chang; Goldsby, 2013).

Este processo ocorre em muitos contextos, desde a digestão de alimentos no corpo humano até a síntese e degradação de compostos orgânicos em laboratório. A hidrólise é uma ferramenta versátil e essencial em química orgânica, permitindo a transformação de moléculas complexas em componentes mais assimiláveis (Minegatti, 2015). A hidrólise de proteínas ocorre quando as unidades de aminoácidos que compõem essas moléculas são dissociadas pela quebra das ligações peptídicas que as conectam. Este processo é impulsionado pela ação da água, muitas vezes em conjunto com um agente catalisador adicional, que pode ser uma enzima ou um ácido (Adler-Nissen, 1985). Entretanto, a mera dissolução de compostos orgânicos em água não garante a hidrólise completa. Para que a reação ocorra de maneira eficiente, é fundamental estabelecer condições específicas de temperatura e pressão no meio reacional (Carvalho *et al.*, 2016). A pesquisa de Vallander e Eriksson (1985), conforme citada por Carvalho (2011), destaca a importância de otimizar essas condições para maximizar a eficácia da hidrólise. Vários fatores influenciam o rendimento desse processo, incluindo a estabilidade térmica, que preserva a atividade enzimática em temperaturas elevadas; a concentração e a adsorção do substrato, que asseguram um contato eficiente com as enzimas; e a duração da hidrólise, que deve ser ajustada para garantir uma conversão econômica e eficaz. Adicionalmente, o pH adequado é crucial para a atividade enzimática, enquanto a concentração do substrato deve ser monitorada para evitar inibição. A agitação deve ser cuidadosamente controlada para promover uma mistura homogênea sem comprometer a integridade das enzimas, facilitando uma hidrólise eficiente.

A decomposição da matéria orgânica em reatores é um processo que visa a estabilização biológica, onde compostos orgânicos complexos, como carboidratos, lipídeos e proteínas, são convertidos em produtos mais simples (Cassini, 2003). Este processo é amplamente mediado por exoenzimas de bactérias hidrolíticas, como celulase, protease e lipase (Wosiack, 2014; Lamberti, 2017). A hidrólise enzimática, em particular, destaca-se em relação à hidrólise química, pois pode ocorrer em temperaturas moderadas e sob

concentrações iônicas específicas (Collares, 2011).

A eficiência das enzimas envolvidas na hidrólise é amplamente influenciada pelas condições do meio reacional, especialmente o pH e a temperatura, sendo que cada enzima possui intervalos ótimos distintos para seu funcionamento (Zabotti, 2014). Compreender a cinética das reações biotecnológicas é, portanto, fundamental para o design eficaz de biorreatores e a produção de produtos com características desejadas. No entanto, investigar a cinética da hidrólise enzimática de proteínas apresenta desafios significativos, principalmente devido à diversidade das ligações peptídicas e às variações na acessibilidade dessas ligações ao ataque enzimático.

Essa complexidade levanta um desafio na criação de modelos cinéticos para a hidrólise de macromoléculas. Um modelo que seja excessivamente simplificado pode não refletir adequadamente o mecanismo real da reação, limitando sua aplicabilidade. Em contrapartida, um modelo excessivamente complexo pode tornar-se inviável para análises estatísticas, dificultando a interpretação dos dados. Portanto, o desenvolvimento de um modelo equilibrado é crucial para avançar na compreensão dos mecanismos de hidrólise e otimizar processos industriais relacionados.

Buttersack e Laketic (1994) concluíram que a hidrólise da sacarose segue uma cinética de primeira ordem. A lactose dos leites de vaca e de ovelha foi cineticamente estudada por Czarobay *et al.* (2017) e foi encontrada ordem 0 inicialmente (até 40 minutos) para reação e segunda ordem para até 90 min, a partir disso, não foi possível ajustar um modelo para a hidrólise no leite de ovelha enquanto no leite de vaca ocorreu reação de primeira ou segunda ordem, sem análise conclusiva. Em um estudo cinético da hidrólise do acetato de etila em reator de batelada de tanque agitado teve como melhor ajuste a lei de velocidade de segunda ordem.

3.4 CINÉTICA DE REAÇÕES EM SÉRIE

A cinética de reações químicas em série refere-se ao estudo de sistemas nos quais uma sequência de reações ocorre, em que o produto de uma etapa se torna o reagente da etapa subsequente. Tais sistemas são frequentemente observados em uma ampla gama de processos químicos e biológicos, incluindo a metabolização de substâncias no organismo (Segel, 1993), processos industriais de polimerização (Flory, 1953) e reações de decomposição em sistemas fechados (Atkins & de Paula, 2017). O entendimento da cinética de reações em série é fundamental para a otimização de processos reacionais e para a previsão do comportamento de sistemas químicos complexos, uma vez que cada etapa da reação pode influenciar a taxa global do processo (Atkins; de Paula, 2017).

Em um sistema de reações em série, as reações químicas acontecem de forma

sequencial, em que o produto de uma reação inicial é consumido em uma reação subsequente. A cinética de tais sistemas pode ser descrita por um conjunto de equações diferenciais, onde cada equação descreve a taxa de mudança da concentração de uma substância específica, levando em consideração as constantes de taxa associadas a cada reação (Segel, 1993). Esse tipo de análise permite prever a evolução das concentrações ao longo do tempo e entender como diferentes fatores, como temperatura ou pH, podem afetar as constantes de taxa de cada etapa (Segel, 1993).

Em muitos sistemas de reações em série, uma das etapas pode se tornar limitante, ou seja, pode ser a mais lenta do processo, controlando a taxa global da reação. A etapa limitante é frequentemente o ponto de estrangulamento da reação, onde a taxa de consumo do reagente ou a formação do produto é restrita (Hough, 1980). Em um processo de reação em série, a identificação da etapa limitante é essencial para o controle e otimização do sistema, uma vez que a taxa global de conversão depende diretamente da taxa da reação mais lenta (Atkins; de Paula, 2017; Hough, 1980).

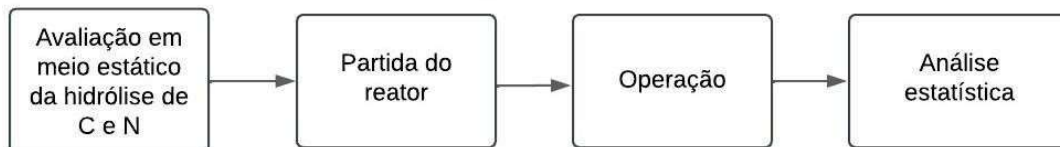
No contexto de sistemas biológicos e ambientais, como os encontrados em reatores de meio suporte orgânico, a cinética da hidrólise do carbono e a cinética da desnitrificação desempenham papéis fundamentais e interdependentes. Esses processos frequentemente ocorrem em série, sendo que o produto da hidrólise do carbono, tipicamente ácidos orgânicos, serve como substrato para a atividade das bactérias heterotróficas responsáveis pela desnitrificação (Lee et al., 2004; Xu et al., 2011). Entretanto, não está claramente definido qual das duas etapas apresenta a menor taxa, ou seja, qual constitui a etapa limitante do sistema. Esse é um problema amplamente reconhecido, uma vez que a hidrólise do carbono em reatores de meio suporte orgânico depende de condições físico-químicas específicas, como a superfície disponível e a natureza do substrato, enquanto a desnitrificação é regulada pela disponibilidade de carbono e nitrato no meio (Lou et al., 2013; Cai et al., 2020).

4 METODOLOGIA

4.1 DESCRIÇÃO DA PESQUISA

Neste estudo foi investigada a influência das dimensões do tamanho do sabugo de milho como fonte de carbono e meio suporte em biorreatores de desnitrificação. A pesquisa será quali-quantitativa, explicativa no que tange aos objetivos, com coleta de dados e análise de nitrato e DQO (demanda química de oxigênio). As etapas podem ser observadas no fluxograma apresentado na Figura 2.

Figura 3 - Fluxograma das etapas da pesquisa



Fonte: Autor, 2024

4.2 ETAPAS DA PESQUISA

Esta pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Saneamento, localizado no Bloco E do Departamento de Engenharia Civil do Campus Uvaranas da Universidade Estadual de Ponta Grossa - UEPG, na cidade de Ponta Grossa – PR.

4.2.1 Coleta e caracterização do efluente

A água de drenagem agrícola utilizada foi coletada em uma fazenda na região da Castrolanda, no município de Castro no Paraná. Ao se obter o efluente foram realizadas análises para sua caracterização, são eles: temperatura, série de sólidos, nitrato, nitrito, pH, alcalinidade, cloro DQO. Todas as análises foram realizadas seguindo os critérios do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Devido à baixa concentração de nitrato do efluente, este foi enriquecido com nitrato de sódio, entre 100 e 150 mg, para melhor avaliação da possibilidade do processo de desnitrificação.

4.2.2 Montagem do aparato experimental

4.2.2.1 Reatores estáticos

Para a condução dessa etapa, foram utilizados dois reatores iguais tratando dois tipos de efluentes: um contendo água residuária coletada em Castro, Paraná, Brasil, e o outro com água da torneira. Em ambos os reatores foram adicionados sabugos de milho, visando observar a liberação de matéria orgânica.

Foram montados 56 reatores estáticos experimentais, cada um com capacidade total de 300 mL, em plástico com tampa. O sabugo de milho foi utilizado como fonte de carbono, variando de 10 a 14 g de sabugo por reator. O volume útil de água em todos os reatores foi de 250 mL.

As análises de DQO foram realizadas em todos os reatores, divididos em 28 com água e 28 com efluente de drenagem agrícola cada um projetado para permitir a coleta de amostras em um único dia. Após a coleta, era realizado o descarte imediato visando evitar possíveis variações de volume entre o início e o término do experimento garantindo, assim, a precisão e a confiabilidade dos resultados obtidos ao longo do experimento. A imagem desses reatores pode ser vista na Figura 4.

Figura 4 - Foto dos reatores estáticos



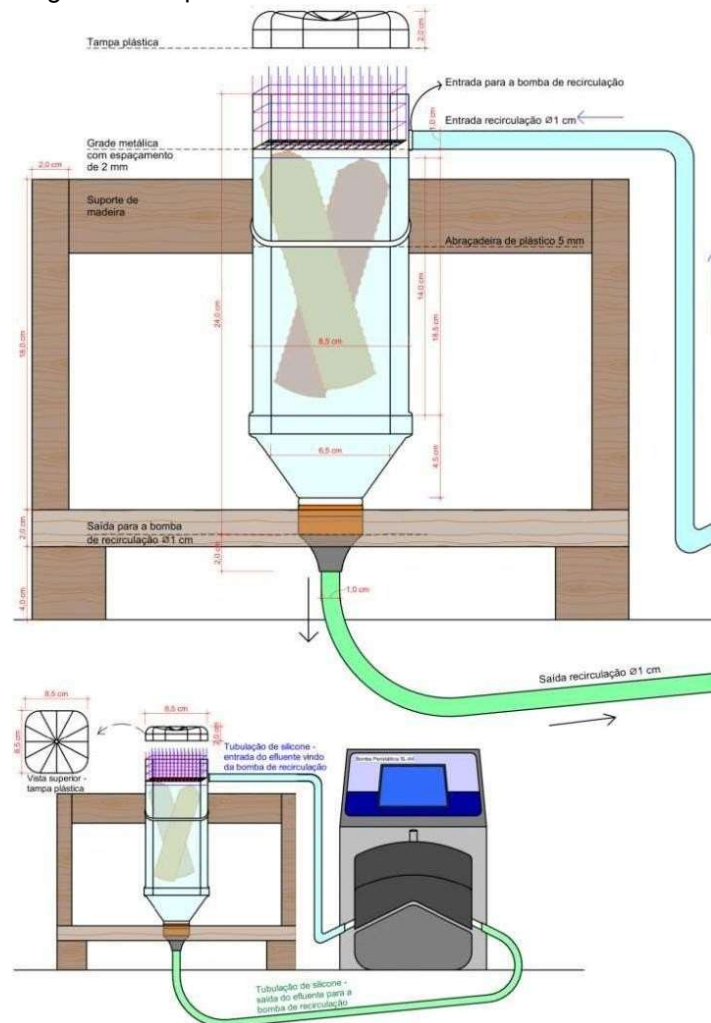
Fonte: O autor (2024)

4.2.2.2 Reatores dinâmicos

Para a pesquisa, foram utilizados três reatores de bancada, do tipo mistura completa em batelada, com leito de sabugo de milho os quais foram construídos com garrafas em formato de prismas retangulares de politereftalato de etileno (PET), com 24 centímetros de altura, seção quadrada com 8,5 centímetros de lado e volume total 1700 mL como mostra o esquema na Figura 5. Estes foram preenchidos com 1,4 litros de água de drenagem e sabugo

de milho de três dimensões diferentes, o primeiro reator com 6 pedaços de 5 cm, o segundo com 4 de 7,5 cm e o terceiro com 2 de 15 cm, a massa de sabugo adicionada em cada reator foi semelhante, com aproximadamente 57 gramas.

Figura 5 - Esquema do reator



Fonte: Autor (2024)

Os reatores, denominados de Reator A, Reator B e Reator C, com sabugos respectivamente de 5 cm (58,89 g), 7,5 cm (57,25 g) e 15 cm (56,07 g), foram fixados em uma base de madeira para que permanecessem na posição vertical, por meio de abraçadeiras de plástico com 5 mm de espessura. Os tubos de entrada e saída para a bomba de recirculação eram feitos em silicone, com diâmetro útil de 1 cm, situados respectivamente na parte superior e na parte inferior do reator.

Os conjuntos de sabugo se mantiveram submersos com o auxílio de uma tela metálica que os impedia de flutuar.

Foram utilizadas 3 bombas com a mesma velocidade para recirculação do efluente

para garantir as condições de mistura, sendo duas delas da marca Solab, modelo SL-64/1, de potência 450W e tensão 220V para os reatores A e C, para o reator 2 utilizou-se a bomba da marca MS Tecnopon, modelo DMC 2-4000, e tensão 220V.

4.3 ETAPA 1 - AVALIAÇÃO EM MEIO ESTÁTICO DA HIDRÓLISE DE CARBONO

Esta etapa do estudo concentrou-se na análise da hidrólise de compostos de carbono, expresso em termos de DQO, em um meio estático, caracterizando-se pela ausência de agitação significativa. O objetivo principal foi investigar de maneira preliminar a difusão dos compostos carbonáceos presentes no sabugo de milho para a água.

As análises de DQO e nitrato foram realizadas diariamente, com exceção dos finais de semana, para avaliar a concentração dos compostos no meio líquido ao longo do tempo. Os métodos utilizados seguiram os padrões descritos em APHA (*American Public Health Association*) e todas as medições foram realizadas em triplicata, garantindo a reprodutibilidade e a consistência dos dados.

Por fim, as determinações de DQO obtidas foram normalizadas pelo peso do sabugo seco em cada reator, e a média aritmética das concentrações dos reatores analisados em um mesmo dia resultou na concentração final de cada dia. Posteriormente foi usada regressão linear para encontrar os parâmetros cinéticos de hidrólise dos compostos.

4.4 ETAPA 2 - INOCULAÇÃO

Esta etapa consiste na fixação e adaptação das bactérias heterotróficas facultativas e desnitrificantes no reator, a qual é observada por meio de ensaios de nitrato e DQO e sua análise, conclui-se que ocorreu inoculação quando a DQO tende a zero, que indica a demanda química de oxigênio dissolvido, associada à queda na concentração de nitrato, indicando que as bactérias ali presentes transformaram o nitrato em nitrogênio molecular. As coletas foram feitas a cada 24 horas de segunda a sexta nos reatores A, B e C.

A vazão utilizada em cada bomba foi de 40 mL/min, portanto a velocidade dentro da mangueira é de 0,023 m/s, considerando a densidade da água como 1 g/cm³ e sua viscosidade dinâmica 1 mPa.s, e variando os comprimentos de cada sabugo, calcula-se o número de Reynolds para os três reatores, chegando em valores de: 1178,92 para o Reator A, 1768,98 para o B e 3536,78 para o C. Com esses valores conclui-se que o escoamento ao longo dos 3 reatores é laminar, considerando a faixa de $40 < Re < 4000$ recomendada por White (2016).

A espessura da camada limite ao redor de cilindros pode ser calculada com base em equações deduzidas da teoria da camada limite de Prandtl. Para escoamentos laminares, uma abordagem comum é a aproximação pela solução de Blasius para placas planas,

adaptada ao formato cilíndrico. Embora o cálculo exato para cilindros seja mais complexo devido à curvatura, métodos analíticos e numéricos podem ser aplicados.

A espessura da camada limite $\delta(x)$ em um cilindro pode ser estimada usando:

$$\delta(x) \approx 5 \frac{vx}{\sqrt{U}} \quad (9)$$

Ou, de maneira equivalente,

$$\delta(x) \approx 5 \frac{x}{\sqrt{Re_x}} \quad (10)$$

Onde:

- $\delta(x)$: Espessura da camada limite em função da posição x na superfície do cilindro;
- x : Distância do ponto de estagnação ao longo da superfície;
- U : Velocidade do escoamento livre;
- ν : Viscosidade cinemática;
- $Re_x = \frac{Ux}{\nu}$: Número de Reynolds local.

Para escoamentos turbulentos, a espessura da camada limite cresce mais rapidamente, e equações empíricas ou simulações numéricas são necessárias para maior precisão. A análise de Schlichting (1979) e de Munson et al. (2009) fornece abordagens clássicas para essas situações.

O conhecimento da espessura da camada limite ao redor de sabugos de milho, utilizados como meio suporte em reatores biológicos para processos de desnitrificação, é fundamental para compreender a eficiência da transferência de massa entre o meio sólido e o líquido. A camada limite atua como uma barreira difusiva que controla o transporte de carbono, liberado pelo sabugo, para o líquido, onde ele é utilizado como fonte de carbono pelos microrganismos desnitrificantes (Schlichting, 1979; White, 2006).

A velocidade do escoamento ascensional no reator tem uma influência direta sobre a espessura da camada limite. Em velocidades mais elevadas, o aumento do número de Reynolds ao redor dos sabugos reduz a espessura da camada limite, melhorando a transferência de matéria orgânica para o meio líquido. Isso ocorre devido ao aumento das forças de cisalhamento na interface sólido-líquido, que favorecem a renovação da camada

fluida adjacente e promovem maior eficiência na difusão (Munson et al., 2009). Por outro lado, em velocidades muito baixas, a camada limite se torna mais espessa, reduzindo a taxa de transporte de carbono, o que pode limitar a eficiência do processo biológico de desnitrificação.

Assim, compreender e ajustar a velocidade do escoamento ascensional no reator é essencial para otimizar a transferência de carbono a partir do sabugo de milho, garantindo condições adequadas para a atividade microbiana e a eficiência da desnitrificação.

Após calcular a espessura da camada limite nas três situações foram encontrados os seguintes valores: 0,73 cm para o Reator A, 0,89 cm para o Reator B e 1,26 cm para o Reator C

4.5 ETAPA 2 – OPERAÇÃO COM TDH DE 24h

Após a etapa 1, foi iniciada a operação do reator com TDH de 24 horas conforme o trabalho de Stolle (2023) que obteve sua melhor eficiência de remoção de nitrato para este tempo. O efluente da lagoa foi enriquecido com nitrato de sódio na faixa de 120 mg/L e recirculado com uma vazão de 100 mL/min no reator para garantir as condições de mistura. Esse enriquecimento teve como objetivo facilitar visualização da ocorrência ou não do processo de desnitrificação em laboratório.

Para verificar a viabilidade da desnitrificação em reator batelada com meio suporte e fonte de carbono a partir das diferentes dimensões de sabugo de milho, foram realizados experimentos com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 horas.

4.6 ESTATÍSTICA

Todas as análises estatísticas realizadas neste estudo foram conduzidas utilizando a linguagem R de programação, comumente utilizada para análise de dados estatísticos e computação gráfica. O R foi escolhido devido à sua robustez, flexibilidade e à vasta gama de pacotes disponíveis para a realização de diversos testes estatísticos, além de sua capacidade de lidar com os dados de maneira eficiente.

Para a análise exploratória dos dados, foram calculadas medidas de tendência central (média) e de dispersão (desvio padrão), fornecendo uma visão geral do comportamento dos dados coletados. Além disso, foram utilizados testes estatísticos para verificar a significância das diferenças entre os dados, como o teste t e análise de variância (ANOVA) de uma amostra, para avaliar a média dos dados em comparação a um valor teórico.

Todas as operações de análise, desde o processamento inicial dos dados até a

execução dos testes estatísticos, foram realizadas dentro do ambiente do R, garantindo a integridade e a reprodutibilidade dos resultados. O R permitiu a implementação de procedimentos estatísticos de forma precisa e eficiente, com a possibilidade de automatizar as etapas do processo de análise e garantir uma documentação clara e completa.

4.6.1 Reatores estáticos

Nesta fase, o objetivo principal foi investigar se o tempo e o meio exerciam influência significativa sobre as variáveis de interesse. Inicialmente, os dados foram organizados e preparados no Excel e transferidos para o R, com a definição de variáveis que representavam as diferentes condições experimentais, incluindo o fator tempo e o fator meio. Esses fatores foram tratados como variáveis independentes nas análises, enquanto as variáveis dependentes refletiam as medições de interesse.

Para determinar se o tempo (por exemplo, diferentes períodos de coleta) ou o meio (por exemplo, diferentes condições ambientais ou materiais) alteravam os resultados, foi realizado um modelo de análise de variância (ANOVA). A ANOVA foi escolhida devido à sua capacidade de comparar médias de diferentes grupos e testar se existem diferenças significativas entre os grupos em função dos fatores de interesse.

4.6.2 Reatores dinâmicos

Na fase dinâmica, o objetivo era encontrar se os valores se estabilizaram ao longo do tempo, para isso duas abordagens distintas foram adotadas: uma análise de tendência temporal e outra de variabilidade, a fim de avaliar tanto a presença de uma tendência significativa quanto a estabilidade das medições.

Primeiramente, foi realizada uma análise para verificar se os valores de nitrato e DQO apresentavam tendências temporais. Para isso, foi utilizado o teste de Dickey-Fuller Aumentado (ADF), que testa se uma série temporal é estacionária, ou seja, se não há tendência significativa ao longo do tempo. Se os dados forem estacionários, isso indicaria que os valores se estabilizaram e não apresentavam uma tendência crescente ou decrescente ao longo do tempo.

Em seguida, foi realizada uma análise de variabilidade para entender se os dados de nitrato e DQO apresentavam flutuações amplas ou se estavam concentrados em torno de uma média. O desvio padrão foi calculado para ambos os conjuntos de dados, com o objetivo de verificar a dispersão dos valores em relação à média. Quanto menor o desvio padrão, maior a estabilidade dos valores.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERÍSTICAS DO SABUGO

Os primeiros resultados encontrados foram referentes às dimensões de cada sabugo, estes cálculos foram feitos para se ter uma observação mais precisa da cinética de cada reator a fim de comparar os desempenhos deste trabalho com o de Stolle (2023). Calculou-se camada limite, difusividade de matéria orgânica expressa em DQO em termos de massa de sabugo e em termos de área superficial de sabugo, os resultados por sabugo podem ser observados nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 - Características do sabugo por Reator

Reator	Comprimento de cada sabugo (cm)	Quantidade de sabugos	Diâmetro de cada sabugo (cm)	Área superficial total dos sabugos (cm ²)
1	5	6	1,5	162,58
2	7,5	4	1,5	155,51
3	15	2	1,5	148,44
Stolle (2022)	1	16	1,5	131,95

Fonte: Autor (2025)

Tabela 2 - Características dinâmicas por Reator

Reator	Camada limite (cm)	Difusividade por massa (m ² /s.kg)	Difusividade por Área superficial (s ⁻¹)
1	0,73	2,29.10 ⁻⁵	8,44.10 ⁻⁷
2	0,89	1,87.10 ⁻⁵	4,81.10 ⁻⁷
3	1,26	1,32.10 ⁻⁵	1,78.10 ⁻⁷
Stolle (2022)	0,35	81,89.10 ⁻⁵	993,08.10 ⁻⁷

Fonte: Autor (2025)

A partir da análise comparativa dos resultados, observa-se que o reator operado por Stolle (2022) apresentou a menor espessura de camada limite, correspondendo a menos da metade daquela verificada nesta pesquisa o que torna esperado uma eficiência maior de remoção de nitrato. Em termos de difusividade de matéria orgânica por unidade de massa, o desempenho calculado por Stolle (2022) foi aproximadamente 45 vezes superior, predizendo uma eficiência significativamente maior.

Quando a avaliação de difusividade é calculada com base na área superficial, a diferença ainda se mostra ainda mais expressiva, atingindo valores até 200 vezes superiores em relação aos reatores analisados no presente estudo.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUÁRIA

Os primeiros resultados obtidos referem-se à caracterização da água residuária. Para isso, foram realizados ensaios conforme os critérios estabelecidos no Standard Methods (APHA, 2005), com o objetivo de compreender as características do efluente analisado. Ao longo da pesquisa, realizou-se duas coletas no mesmo local. Os resultados podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 3 - Caracterização do efluente

Parâmetro	Valor
DQO (mg/L)	72,17
Nitrito (mg/L)	0,003
Nitrato (mg/L)	5,64
Sólidos totais (mg/L)	0,1
Alcalinidade (ppm)	13,55
pH	5,95

Fonte: Autor (2024)

Em relação ao pH, o efluente apresenta valores abaixo da faixa ideal para ocorrência de desnitrificação. Van Haandel & Marais (1999) sugerem que o pH ideal para a desnitrificação deve estar entre 7 e 7.5, sendo que valores abaixo de 6 podem retardar o processo. O pH do efluente, portanto, pode afetar negativamente a eficiência da desnitrificação, já que condições ácidas podem favorecer a nitrificação e inibir a atividade bacteriana desnitrificadora, a alcalinidade do efluente foi de 13,55 mgCaCO₃/L, o que está em um nível baixo para garantir a estabilização eficaz do pH durante o processo de desnitrificação.

A desnitrificação é um processo biológico complexo, influenciado por diversos fatores ambientais, como temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido, concentração de nitrato e a presença de carbono orgânico. Segundo Pickbrenner (2014), a eficiência da desnitrificação depende diretamente dessas condições.

O teor de nitrato encontrado no efluente foi relativamente baixo quando comparado a concentrações comuns de nitrato em águas residuais. Para a desnitrificação ser eficiente a presença de nitrato é essencial, segundo Tchobanoglous et al. (2003), a concentração deve variar entre 10 e 50 mg/L. Com os 5,64 mg/L encontrado neste estudo, o processo ainda pode ocorrer, mas a taxa de desnitrificação tende a ser mais baixa em comparação a sistemas com concentrações mais altas de nitrato. Isso ocorre pois uma menor concentração de nitrato significa que há menos substrato disponível para as bactérias desnitrificantes, diante desse cenário, realizou-se o enriquecimento com nitrato com o objetivo de otimizar e possibilitar uma melhor avaliação do processo de desnitrificação.

5.3 FASE ESTÁTICA

5.3.1 DQO – demanda química de oxigênio

5.3.1.1 Reatores com água potável

Os resultados obtidos para a Demanda Química de Oxigênio (DQO) seguiram o padrão esperado, apresentando uma tendência crescente ao longo do período experimental. A DQO aumentou progressivamente até o 17º dia, o que sugere uma liberação contínua de compostos orgânicos pelo sabugo de milho durante o processo de degradação. Esse comportamento é compatível com as expectativas de que, à medida que a biomassa do sabugo de milho sofre degradação, há um aumento na carga orgânica disponível no meio, refletido na elevação da DQO.

Na Tabela 4 são apresentados os dados de DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa referentes aos dias de sua operação, bem como a DQO proporcional à massa de sabugo dos reatores.

Tabela 4 - DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa.

Reator	Dia de operação dos reatores	Valor médio de DQO (mg O ₂ /L)	DQO por massa de sabugo (mg O ₂ /g/L)
1 e 2	0	21,872	1,822
3 e 4	3	37,022	3,651
5 e 6	6	36,489	3,074
7 e 8	8	85,976	7,548
9 e 10	10	98,766	7,832
11 e 12	13	144,751	11,874
13 e 14	15	143,380	12,826
15 e 16	17	225,947	17,226
17 e 18	22	324,958	24,776
19 e 20	24	Análise não realizada	-
21 e 22	27	90,049	7,353
23 e 24	29	138,812	11,304
25 e 26	31	272,426	21,376

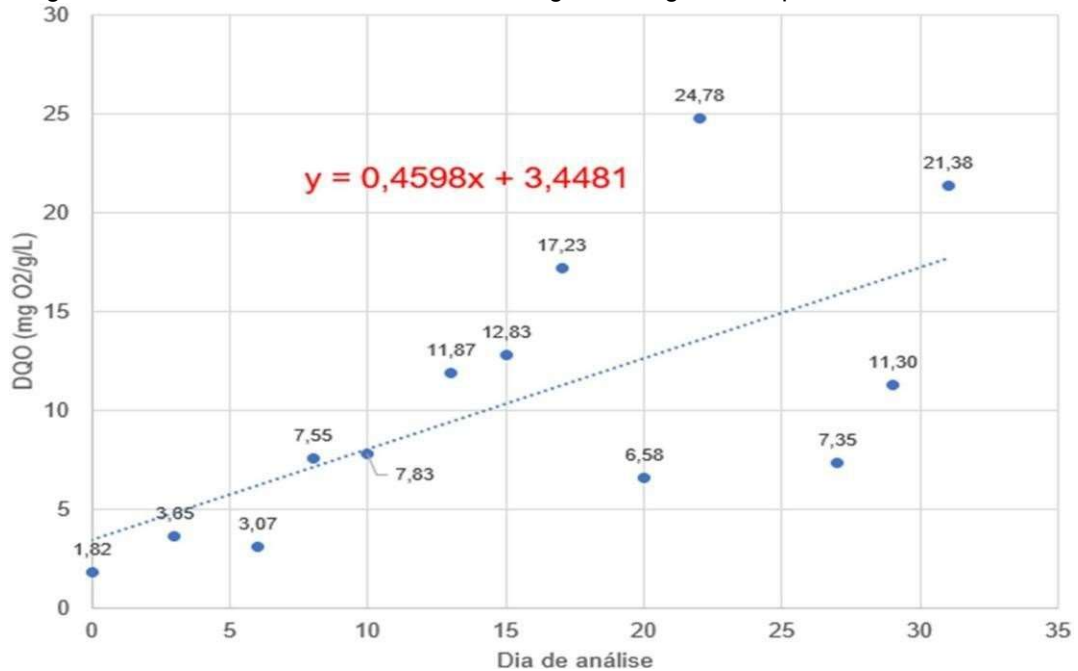
Fonte: O autor (2024).

Os valores de DQO subiram até o 27º dia, indicando a continuidade do processo de degradação orgânica. Esse padrão sugere que, após uma possível interrupção temporária na taxa de degradação, o sistema se estabilizou e retomou a liberação de compostos orgânicos, possivelmente devido à adaptação dos microrganismos envolvidos ou à reintegração de nutrientes essenciais no sistema.

A Figura 6 ilustra graficamente as DQO observadas nos reatores estáticos ao longo

do experimento. A curva representada na figura segue o comportamento descrito anteriormente e é acompanhada pela equação da reta que modela os dados, a qual foi obtida por meio de uma análise de regressão. A análise dessa equação permite inferir a taxa média de variação da DQO ao longo do período experimental, fornecendo uma visão quantitativa do comportamento da degradação orgânica no sistema estudado.

Figura 6 - DQO nos reatores estáticos com água da segunda etapa



Fonte: O autor (2024).

Em particular, no caso de reações de ordem zero, a taxa aparente de reação se caracteriza por ser constante, ou seja, independente da concentração dos reagentes. Este comportamento implica que a quantidade de reagente disponível não afeta a velocidade de conversão durante o processo reacional. Em termos gráficos, uma reação de ordem zero se manifesta por uma relação linear entre a concentração do reagente e o tempo, onde o coeficiente angular da reta corresponde à taxa de decomposição ou transformação do reagente. Essa característica é frequentemente observada em sistemas reacionais nos quais a reação ocorre a uma taxa controlada por fatores externos ou limitantes, em vez de depender diretamente da quantidade de reagente presente (Perry, 2020).

Em sistemas onde a liberação controlada de substâncias (como o carbono no meio, como observado em experimentos com sabugo de milho) ocorre de maneira constante, é possível observar um comportamento de aparente ordem zero. Nesse tipo de sistema, a reação continua de forma regular, sem alteração significativa na velocidade,

independentemente da concentração do reagente. Em outros termos, uma ordem zero sugere que, à medida que o tempo avança, o reagente é consumido de maneira contínua, mas a taxa de consumo permanece constante, o que resulta em uma variação linear na concentração do reagente ao longo do tempo (Levenspiel, 2011).

O comportamento de ordem zero é importante para a modelagem e previsão de sistemas reacionais complexos, como os encontrados em processos biológicos ou industriais, nos quais a taxa de reação é muitas vezes regulada por condições externas, como temperatura, pressão, ou a presença de catalisadores ou inibidores. A compreensão dessa dinâmica permite otimizar o controle de processos e melhorar a eficiência de sistemas de transformação química, como os que envolvem a degradação de compostos orgânicos ou processos de liberação controlada em sistemas ambientais (Perry, 2020).

5.3.1.2 Reatores com efluente de drenagem agrícola

A Tabela 5 apresenta os dados de Demanda Química de Oxigênio (DQO) nos reatores estáticos operando com a água de drenagem agrícola, incluindo as medições feitas ao longo dos dias de operação. Além disso, os dados são apresentados de forma proporcional à massa de sabugo de milho presente nos reatores, o que permite uma análise mais detalhada da relação entre a carga orgânica no sistema e o desempenho dos reatores ao longo do tempo. A inclusão dessa variável adicional permite avaliar a eficiência de degradação de compostos orgânicos no contexto da biomassa utilizada e oferece uma perspectiva mais precisa sobre o comportamento do sistema em função da quantidade de material presente.

Tabela 5 - DQO nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola

Reatores	Dia de operação dos reatores	DQO (mg O ₂ /L)	DQO por massa de sabugo (mg O ₂ /g/L)
29 e 30	0	30,018	2,729
31 e 32	3	34,738	3,037
33 e 34	6	53,771	4,295
35 e 36	8	Análise não realizada	-
37 e 38	10	64,963	5,857
39 e 40	13	Análise não realizada	-
41 e 42	15	55,675	4,346
43 e 44	17	78,058	5,905
45 e 46	20	101,812	8,491
47 e 48	22	103,867	9,216
49 e 50	24	152,973	13,806
51 e 52	27	155,371	11,441
53 e 54	29	181,980	13,361
55 e 56	31	147,948	11,049

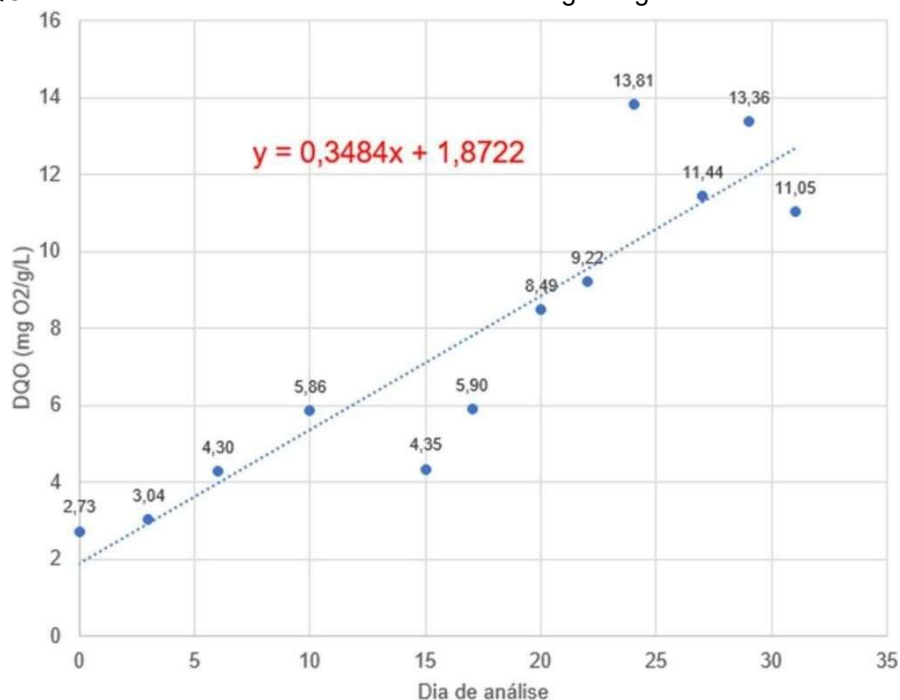
Fonte: O autor (2024)

A Figura 7 ilustra graficamente os valores obtidos DQO obtidos nos reatores estáticos alimentados com efluente de drenagem agrícola, além de incluir a equação da reta que modela a tendência dos dados experimentais. O gráfico proporciona uma visualização clara da evolução da DQO ao longo do tempo, facilitando a identificação de padrões de degradação ou variações significativas nos valores de DQO. A equação linear associada aos dados experimentais é útil para descrever quantitativamente a taxa de degradação da carga orgânica no sistema, permitindo inferir aspectos importantes sobre a eficiência do processo e a dinâmica de conversão de compostos orgânicos em produtos finais.

Esse tipo de representação gráfica e numérica é fundamental para a análise detalhada do desempenho dos reatores, pois permite a comparação entre os diferentes estágios do processo e facilita a identificação de tendências de comportamento que possam ser influenciadas por variáveis como a composição do efluente ou as características do material utilizado (neste caso, o sabugo de milho).

Nos reatores operados com efluente de drenagem agrícola (reatores 29 a 56), os valores de DQO apresentaram um aumento contínuo ao longo dos dias de operação, com um valor no dia 0 superior à dos reatores contendo apenas água. Esse aumento inicial pode ser atribuído à carga de DQO pré-existente no efluente, que foi medida em 72,17 mg/L. A partir do dia 24, observou-se uma tendência de estabilização nos valores de DQO, embora a análise tenha sido realizada até o dia 31, o que impede uma conclusão definitiva sobre a estabilização total.

Figura 7 - DQO nos reatores estáticos com efluente de drenagem agrícola.



Fonte: O autor (2024).

O coeficiente angular calculado foi 0,3484. Dado que os valores de DQO aumentaram de forma progressiva durante o período experimental, é possível sugerir que a reação tenha seguido uma cinética aparente de ordem zero, caracterizada por uma taxa constante de variação da concentração do reagente. A menor inclinação do coeficiente angular nos reatores com efluente, em comparação aos reatores com água, indica que os microrganismos presentes no efluente de drenagem agrícola podem ter consumido parte da DQO liberada pelos sabugos de milho, o que resultaria em uma taxa de aumento mais suave. Esse comportamento sugere uma interação biológica entre os microrganismos do efluente e os compostos orgânicos liberados ao longo do tempo, afetando a dinâmica da degradação orgânica no sistema.

5.3.2 Síntese dos Resultados

A Tabela 6 apresenta os coeficientes angulares para cada situação analisada na fase estática, com base no gráfico que mostra a liberação dos parâmetros ao longo do tempo em cada meio investigado.

Tabela 6 - Resumo das constantes cinéticas

Parâmetro	Meio	Constante cinética (Ordem zero)
DQO	Água	0,4598
DQO	Efluente	0,3484

Fonte: O Autor

Os dados de coeficientes angulares revelam que o tempo teve maior interferência na liberação de DQO na água do que no efluente agrícola, pois quanto maior o coeficiente angular da reta maior a variação do parâmetro ao longo do tempo

5.3.3 Estatística DQO/massa seca

A análise de variância (ANOVA) foi aplicada para examinar a liberação de DQO nas mesmas condições. No primeiro experimento com água, o p-value foi de 0,546, indicando que as médias de DQO não apresentam diferenças significativas ao longo do tempo, acompanhado por um valor F de 0,935, o que sugere baixa variabilidade entre os grupos. Portanto, conclui-se que o tempo não afeta significativamente a liberação de DQO na água.

Na análise da água de drenagem agrícola, o valor de p foi de 0,0303, o que demonstra, para um alfa de 5%, uma diferença significativa nas médias de DQO liberadas ao longo dos dias. O valor F de 2,868 confirma a variabilidade considerável entre os grupos. Assim, os dados indicam que o tempo exerce um efeito significativo na liberação de DQO na água de drenagem agrícola.

Em resumo, a comparação final entre a liberação de DQO nas duas condições revelou um *p-value* de 0,681 e um *F-value* de 0,171, indicando que as condições analisadas não geram variações significativas nos níveis de DQO. Portanto, pode-se concluir que a liberação de DQO não é afetada de maneira significativa pelo meio.

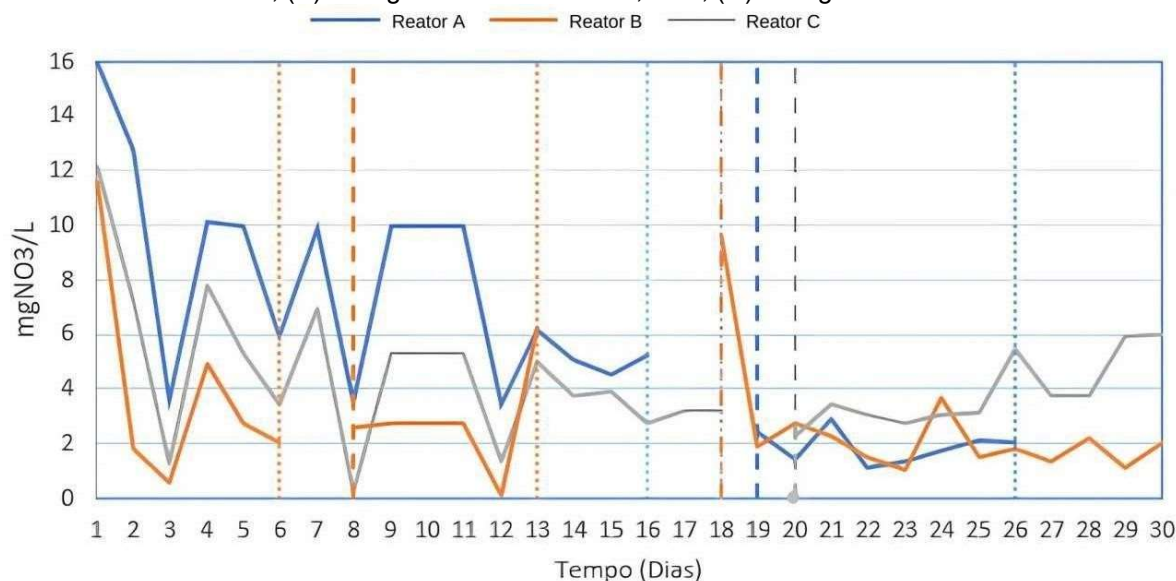
5.4 AVALIAÇÃO DA VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO EM MEIO DINÂMICO - PARTIDA DO REATOR

A operação dos reatores iniciou com a análise da concentração de nitrato e do valor da Demanda Química de Oxigênio (DQO) na fase líquida reacional. As coletas foram realizadas a cada 24 horas, com exceção dos finais de semana, para garantir um monitoramento contínuo e consistente das variáveis de interesse. Três reatores foram montados, com o mesmo tipo de biomassa (sabugo de milho), mas com dimensões variadas: 5 cm, 7,5 cm e 15 cm de altura. Cada reator foi preenchido com 1,4 L do efluente agrícola enriquecido com nitrato de sódio na faixa de 70 a 80 mg/L, visando simular condições de efluentes típicos de drenagem agrícola com alta carga de nitrato.

Durante a operação, algumas interrupções ocorreram devido a problemas técnicos nos equipamentos, o que impactou a continuidade dos experimentos. Apesar dessas interrupções, os três reatores apresentaram um comportamento similar em termos das variáveis monitoradas, sugerindo uma consistência nas condições experimentais, apesar das falhas nos equipamentos.

Em relação aos dados de nitrato (Figura 8), os valores mais elevados foram observados já na primeira análise, imediatamente após o enriquecimento com o nitrato de sódio. Durante os primeiros dias, todos os reatores apresentaram oscilações nas concentrações de nitrato, o que é comum no período de adaptação da biomassa às condições experimentais. As linhas pontilhadas indicam interrupções do Reator, já as tracejadas indicam retomada. Houve uma tendência geral de diminuição progressiva, até que os valores se estabilizaram em torno de zero. Essa tendência pode indicar a redução biológica do nitrato, possivelmente realizada por microrganismos desnitrificantes presentes no sistema, que consomem o nitrato como fonte de oxigênio em condições anóxicas.

Figura 8 - Variação da concentração de nitrato durante a partida dos reatores - (A) sabugo de dimensão de 5 cm, (B) sabugo de dimensão de 7,5 cm, (C) sabugo de dimensão de 15 cm.



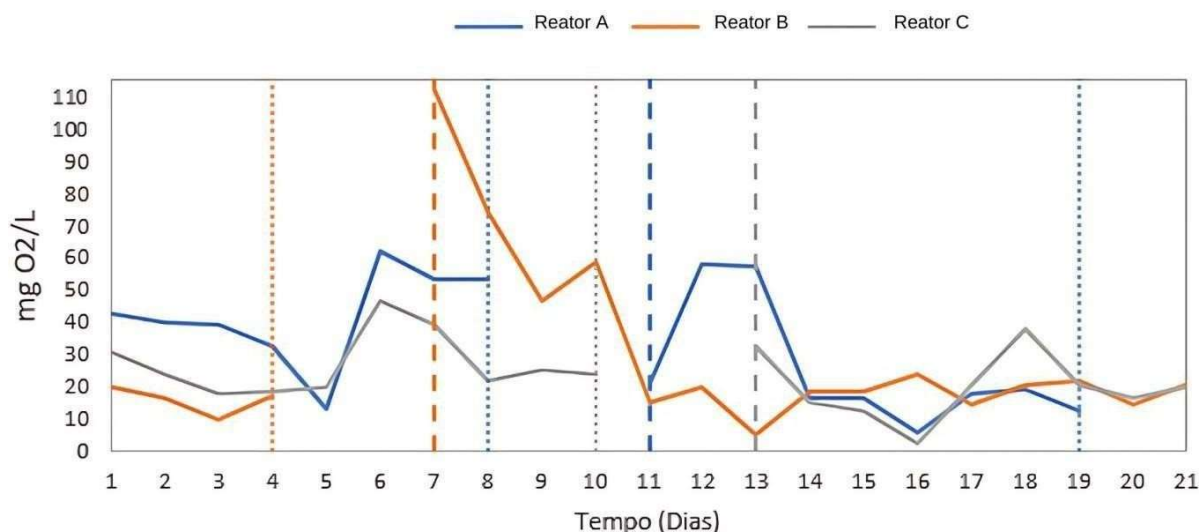
Fonte: O autor (2024)

O Reator A (5 cm), que possui maior área superficial disponível para a colonização microbiana devido à menor dimensão do sabugo, apresentou uma redução inicial mais lenta das concentrações de nitrato em comparação aos Reatores B (7,5 cm) e C (15 cm), linhas pontilhadas representam pausa na operação e linhas tracejadas indicam retomada. Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que, em materiais com maior área superficial, a difusão de nutrientes e o fluxo de água podem ser mais limitados nas zonas internas, dificultando o acesso inicial dos microrganismos ao substrato (Wang et al., 2021). Por outro lado, o Reator C, com menor área superficial, apresentou maiores reduções iniciais, possivelmente devido a um ambiente mais homogêneo e menos restritivo para os microrganismos.

A partir do dia 10, os três reatores demonstram comportamentos mais estáveis e convergentes, com valores médios de concentração de nitrato similares. Isso sugere que, apesar das diferenças iniciais, os sistemas alcançaram condições equilibradas de operação, indicando que a dimensão do sabugo tem impacto principalmente no início da partida dos reatores. Estudos anteriores apontam que, após a fase inicial, sistemas biológicos tendem a estabilizar a eficiência na remoção de nitrato, desde que as condições operacionais sejam consistentes (Rodriguez-Caballero et al., 2015).

No caso da DQO (Figura 9), os resultados variaram entre os reatores, refletindo diferentes dinâmicas de degradação orgânica.

Figura 9 - Variação da DQO durante a partida dos reatores (A) sabugo de dimensão de 5 cm, (B) sabugo de dimensão de 7,5 cm, (C) sabugo de dimensão de 15 cm.



Fonte: O autor (2024)

O gráfico apresentado (Figura 9) reflete a variação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) ao longo do tempo durante a partida de reatores biológicos que utilizam sabugo de milho como meio suporte para a desnitrificação. Os reatores, contendo sabugo de diferentes dimensões — 5 cm (Reator A), 7,5 cm (Reator B) e 15 cm (Reator C) —, apresentam comportamentos distintos devido à relação entre a liberação de carbono hidrolisado pelo sabugo e o consumo desse carbono pelos microrganismos desnitrificantes (Chen *et al.*, 2020). Embora os reatores compartilhem a mesma massa de sabugo, as dimensões do material influenciam diretamente tanto a taxa de liberação quanto o equilíbrio dinâmico entre carbono disponível e seu consumo (Wei *et al.*, 2021).

O Reator A, que utiliza sabugo de menor dimensão (5 cm), apresentou maiores picos iniciais de DQO, o que sugere uma taxa elevada de liberação de carbono nos primeiros dias. Esse comportamento é justificado pela maior área superficial específica, que é inversamente proporcional ao tamanho do sabugo. Considerando que a área de um cilindro é dada por $A = 2\pi r h$, a redução na dimensão resulta em um aumento significativo na superfície disponível para a hidrólise (Zhang *et al.*, 2019). Esse fenômeno permite maior disponibilização de carbono para o meio líquido. No entanto, a elevada liberação inicial de carbono excede momentaneamente a capacidade de consumo pelos microrganismos desnitrificantes, resultando nos picos de DQO observados.

A análise mais detalhada dos dados, entretanto, sugere que o Reator C (sabugo de 15 cm), e não o Reator B (sabugo de 7,5 cm), apresentou, na maior parte do tempo, um comportamento intermediário entre os demais reatores. O Reator C teve uma estabilidade maior na DQO ao longo do período observado, com valores que frequentemente se situaram

entre os extremos dos Reatores A e B. Isso ocorre porque a menor superfície específica do sabugo de 15 cm gera uma liberação mais lenta e controlada de carbono, que parece estar mais equilibrada com o consumo pelos microrganismos desnitrificantes (Wei *et al.*, 2021). Essa estabilidade é particularmente vantajosa para processos que exigem baixa flutuação na disponibilidade de carbono, mas pode ser limitada em sistemas que demandam maior concentração de carbono rapidamente.

Por outro lado, o Reator B, que utiliza sabugo de dimensão intermediária (7,5 cm), apresentou um comportamento com maior oscilação de DQO em relação ao Reator C. Esses dados indicam que, embora a dimensão intermediária permita uma liberação de carbono mais rápida do que no Reator C, o consumo pelos microrganismos nem sempre acompanha a disponibilidade gerada (Chen *et al.*, 2020). Essa oscilação sugere que o Reator B não atingiu o mesmo equilíbrio observado no Reator C, possivelmente devido à flutuação na taxa de liberação e consumo de carbono. Em sistemas onde o controle da disponibilidade de carbono é fundamental para a estabilidade, o Reator B pode não ser a escolha mais eficiente.

Esses resultados reforçam que a dinâmica observada nos reatores é resultado do balanço entre a liberação de carbono hidrolisado pelo sabugo e seu consumo pelos microrganismos desnitrificantes (Zhang *et al.*, 2019). A maior oscilação observada no Reator B evidencia que o comportamento intermediário pode ser menos previsível e mais dependente das condições operacionais. O Reator C, por outro lado, apresentou um perfil de maior estabilidade, sendo mais adequado para sistemas que demandam menor flutuação de DQO ao longo do tempo.

Portanto, a análise conjunta dos dados sugere que, embora o Reator A apresente maior disponibilidade inicial de carbono devido à elevada taxa de hidrólise, e o Reator B tenha dimensões intermediárias, é o Reator C que efetivamente atua como intermediário no comportamento da DQO em grande parte do período analisado. Isso ocorre devido ao equilíbrio mais próximo entre liberação e consumo de carbono, promovendo maior previsibilidade no sistema.

A relação entre a concentração de nitrato e a DQO nos reatores evidencia a interação direta entre a disponibilidade de carbono e a eficiência da desnitrificação biológica. A redução do nitrato (Figura 8) ocorreu simultaneamente ao consumo de carbono orgânico, refletido na diminuição progressiva da DQO (Figura 9). Nos reatores, a elevada liberação inicial de carbono, especialmente no Reator A (5 cm), gerou picos de DQO que excederam temporariamente o consumo pelos microrganismos, indicando um desequilíbrio inicial. Esse excesso de carbono foi essencial para sustentar a desnitrificação nos primeiros dias, favorecendo a redução acelerada do nitrato (Zhang *et al.*, 2019; Wei *et al.*, 2021).

Já no Reator C (15 cm), a liberação controlada e mais estável de carbono resultou

DQO, equilibradas com o consumo microbiano, promovendo uma redução eficiente e consistente do nitrato ao longo do tempo. Assim, o comportamento das variáveis sugere que a liberação adequada de carbono é fundamental para otimizar a desnitrificação, enquanto o excesso ou a oscilação de DQO pode comprometer a eficiência do processo em determinados momentos.

A concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de nitrato foram analisadas ao longo do tempo nos três reatores avaliados. Para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre os reatores, inicialmente foi aplicada uma análise de variância (ANOVA).

Após o teste de análise de variância para a concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi encontrando um p-value igual a 0,348, entretanto as amostras não apresentaram normalidade pelo teste de Shapiro-wilk (p-value menor que 0,01), por conta disso foi feito o teste de Kruskal-Wallis que também mostrou que não houve diferença significativa entre os reatores, ou seja, eles se comportaram da mesma forma.

5.6 AVALIAÇÃO DA VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO EM MEIO DINÂMICO - OPERAÇÃO APÓS A PARTIDA

A concentração de C em meio dinâmico foi analisada com a análise de Demanda Química de Oxigênio a cada batelada, como mostra a Figura 10, não houve uma variação considerável, visto que a amplitude de variação foi de menos de 30 mgO₂/L. Além disso, pode ser observado que os três reatores obtiveram comportamentos semelhantes, visto que todos se comportaram variando de forma semelhante a cada ciclo de 24 horas.

Aplicou-se o teste de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade dos dados de cada reator. Em todos os casos (Reator 1, Reator 2 e Reator 3), os valores de p foram menores que 0,05, indicando que os conjuntos de dados não seguem distribuição normal. Diante desse resultado, foi necessário empregar métodos não paramétricos para a comparação entre os grupos.

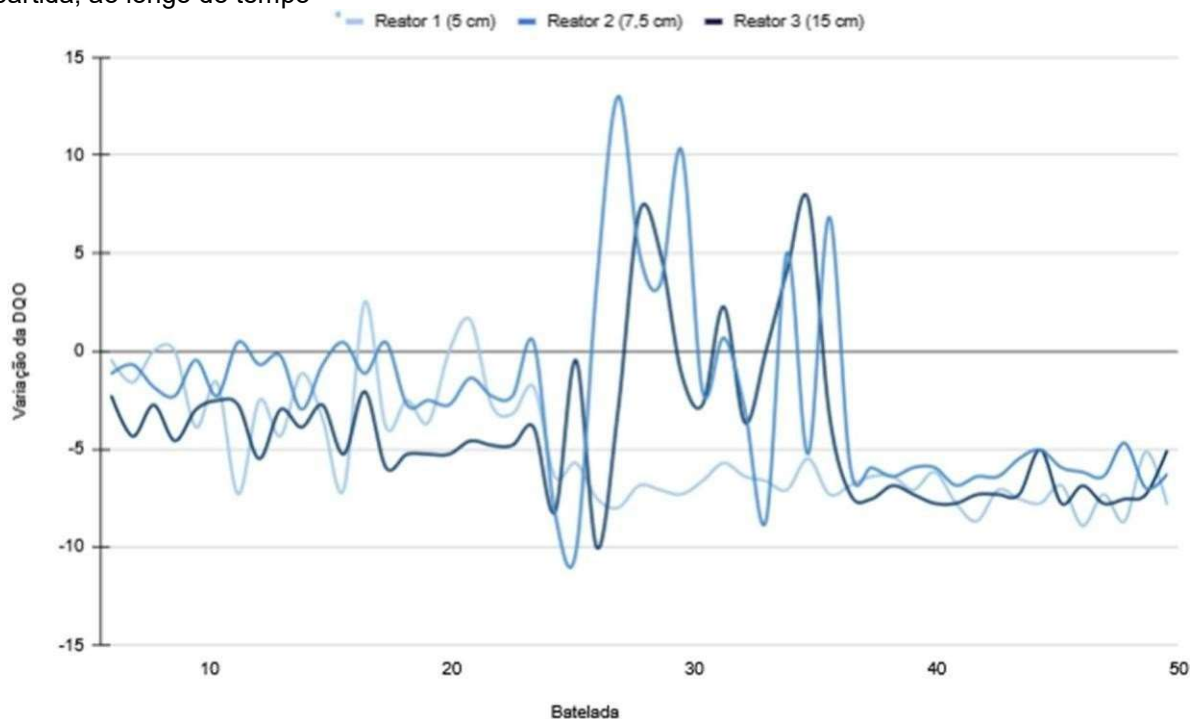
O teste de Kruskal-Wallis, equivalente não paramétrico da ANOVA, revelou diferença estatisticamente significativa entre os reatores ($X^2 = 17,366$; $p < 0,001$). Esse resultado confirma que pelo menos dois dos reatores apresentam padrões distintos de variação de DQO, ou seja, a dimensão do sabugo de milho tende a interferir na liberação de DQO.

Para identificar especificamente quais reatores diferem entre si, utilizou-se o teste de comparações múltiplas de Wilcoxon, com correção de Bonferroni. Os resultados mostraram que:

- Reator 1 e Reator 2 não apresentaram diferença estatisticamente significativa entre si ($p > 0,05$), indicando comportamento semelhante nas variações de DQO.
- Reator 3 apresentou diferença significativa em relação aos Reatores 1 e 2 ($p < 0,05$), evidenciando que este reator se comporta de maneira distinta.

A análise estatística demonstra que os Reatores 1 e 2 possuem padrões semelhantes de variação de DQO, não havendo distinção estatística relevante entre eles. No entanto, o 3 apresenta comportamento diferenciado, com variações de DQO estatisticamente distintas das observadas nos demais reatores o que significa que o Reator empacotado com maior tamanho hidrolisou de forma diferente o carbono de seus dois sabugos.

Figura 10 - Variação da DQO (DQO inicial - DQO final) nos reatores dinâmicos após a partida, ao longo do tempo

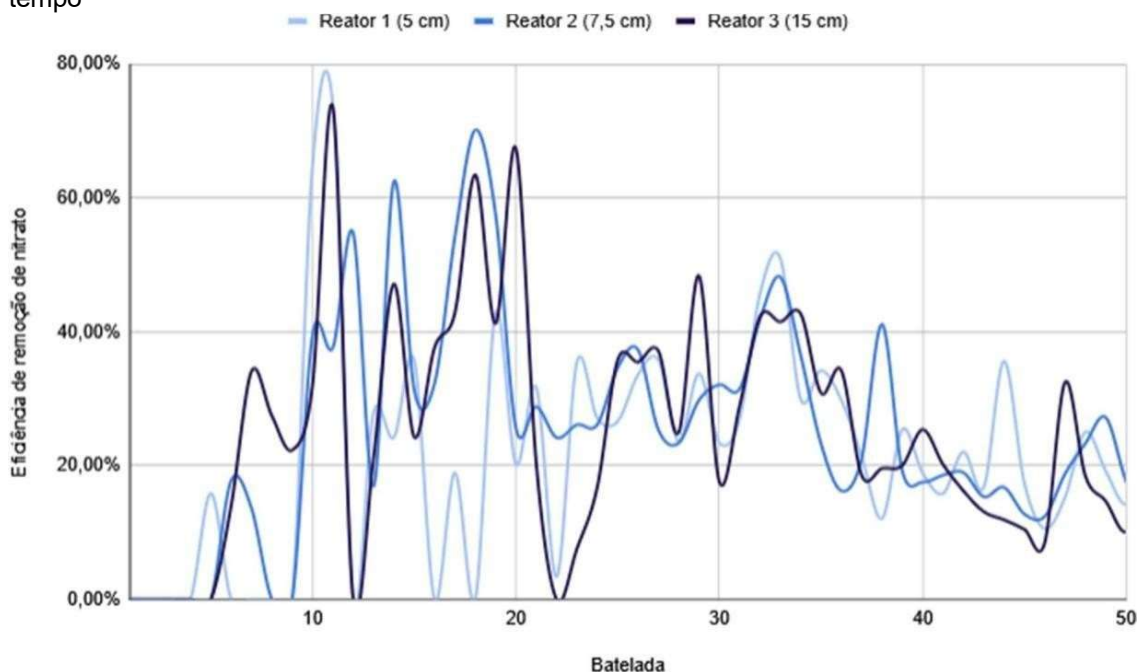


Fonte: Autor (2025)

O Reator 1 apresentou menor variação, o Reator 2 variação média e o Reator 3 variação mais elevada quando comparados. Este resultado era o esperado, visto que o Reator 1 possui uma área maior, portanto tem que liberar mais carbono para variar a DQO.

Na Figura 11 é possível visualizar e comparar os três reatores com sua eficiência de remoção de nitrato em cada batelada. O eixo y representa a eficiência de remoção de nitrato no Reator e o eixo x o número da batelada.

Figura 11 - Comparativo de eficiência de remoção de nitrato após a partida ao longo do tempo



Fonte: Autor (2025)

Conforme a Figura 11, o Reator 1 apresentou um desempenho marcado por elevada variabilidade, com destaque para a ocorrência frequente de resultados iguais a 0% de eficiência. Aproximadamente metade das medições indicaram ausência total de remoção ou conversão do nitrato, sugerindo instabilidade operacional ou falhas recorrentes no processo. Ainda que tenham sido registrados valores expressivos como 65,01%, 73,75% e 42,87% estes se mostraram pontuais e não refletem um comportamento regular do sistema. Dessa forma, o Reator 1, com menor tamanho de sabugo, demonstrou um padrão de baixa eficiência média, associado a grande variabilidade de resultados.

O Reator 2 apresentou um perfil de desempenho superior em relação ao Reator 1, caracterizado por uma maior estabilidade nos valores de eficiência observados.

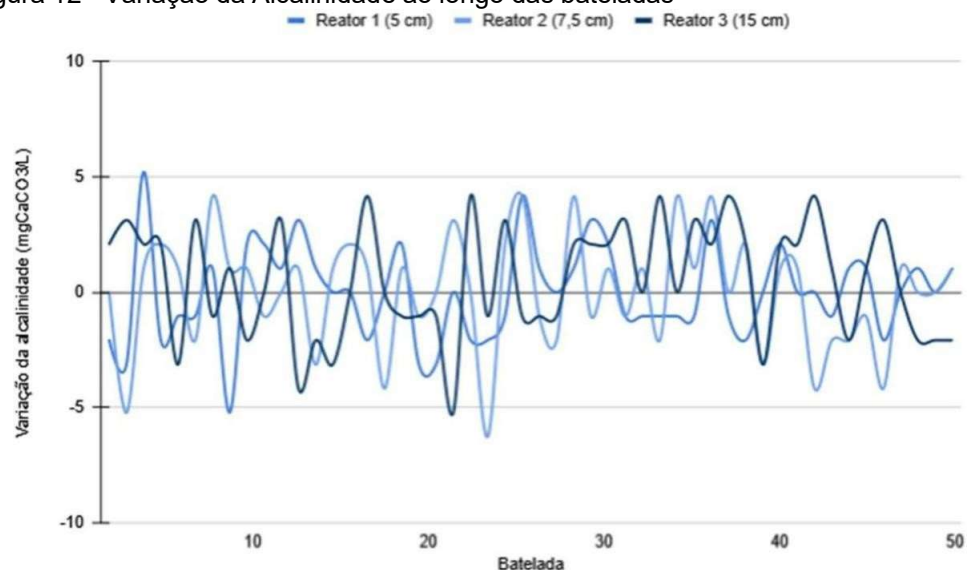
As ocorrências de resultados nulos foram pontuais e em menor proporção, sendo predominantes as medições na faixa de 20% a 70%. Destacam-se valores como 70,19%, 62,47% e diversos resultados entre 30% e 55%, os quais evidenciam a capacidade do sistema em apresentar a conversão biológica de nitrato. O comportamento observado sugere maior regularidade operacional e eficiência média superior quando comparado ao Reator 1.

O Reator 3 apresentou, inicialmente, medições de eficiência próximas ou iguais a 0%, semelhante ao observado nos demais sistemas. Contudo, diferentemente do Reator 1, este apresentou tendência de melhoria ao longo das medições, culminando em resultados expressivos, como 73,56%, 67,46% e 63,52%. A ocorrência de valores intermediários, na faixa de 30% a 50%, foi frequente, indicando que, apesar das variações iniciais, o Reator 3 conseguiu alcançar um desempenho elevado e consistente em diversos momentos. Em termos gerais, seu comportamento foi comparável ao do Reator 2, porém com mais picos de eficiência.

Com base na análise estatística realizada, os resultados médios de eficiência obtidos foram de 22,12% para o Reator 1, 25,34% para o Reator 2 e 24,94% para o Reator 3. O Reator 1 apresentou o pior desempenho, com a menor média e a maior ocorrência de resultados nulos (24% das medições com eficiência igual a zero). Em contrapartida, tanto o Reator 2 quanto o Reator 3 mostraram eficiências médias superiores, próximas a 25%, com incidência menor de resultados nulos (13%). O desvio-padrão dos três reatores foi semelhante (em torno de 22% a 23%), indicando variabilidade expressiva nos dados para todos os sistemas.

A Figura 12 apresenta a variação da alcalinidade (mgCaCO_3/L) ao das bateladas nos três reatores avaliados, permitindo observar o comportamento do sistema frente às condições operacionais impostas. Esse parâmetro é fundamental para o acompanhamento da estabilidade do processo biológico, uma vez que a alcalinidade atua como tampão frente à produção de ácidos durante a desnitrificação. A análise das curvas possibilita identificar diferenças sutis entre os reatores.

Figura 12 - Variação da Alcalinidade ao longo das bateladas



Fonte: Autor (2025)

A instabilidade da alcalinidade observada no reator desnitrificante, caracterizada por aumentos pontuais seguidos de reduções, pode estar associada ao balanço iônico decorrente das reações metabólicas e às condições operacionais do sistema. O processo de desnitrificação, ao consumir prótons, tende a promover incremento da alcalinidade porém o comportamento dos reatores ($13,54 \pm 6,25$ mg CaCO_3), sugere que a alcalinidade não reflete apenas a atividade desnitrificante, mas também a interação com outros processos bioquímicos e com a variabilidade do afluente.. Além disso, a presença de nitrito como intermediário e a ocorrência de processos concorrentes, como nitrificação residual ou anammox, podem consumir alcalinidade, intensificando as oscilações observadas (Albina *et al.*, 2019; Kokina *et al.*, 2022).

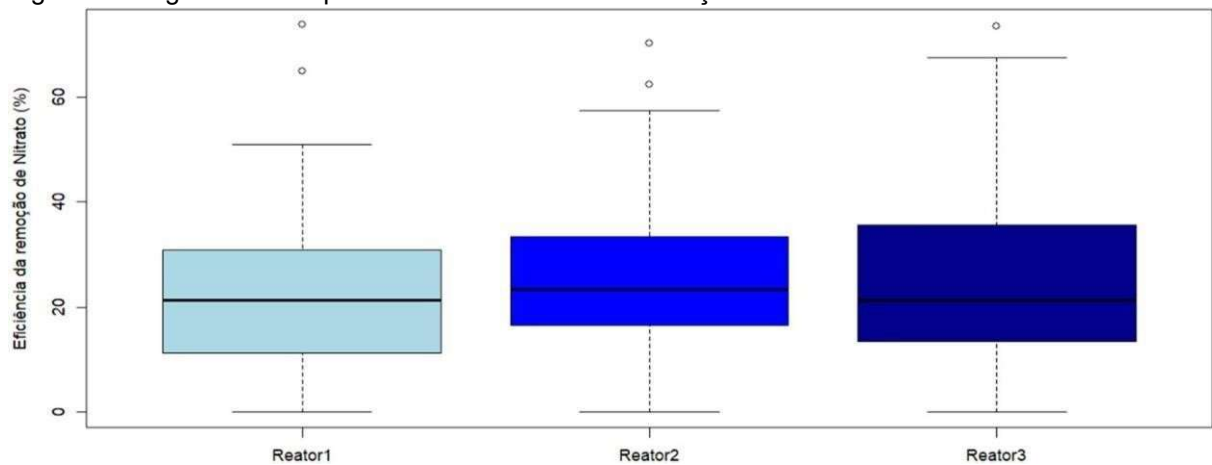
A avaliação estatística da variação da alcalinidade (mg CaCO_3 /L) entre os três reatores indicou ausência de diferenças significativas. O teste de Levene apontou homogeneidade de variâncias ($p = 0,1257$), possibilitando a aplicação da ANOVA de uma via, cujo resultado não foi significativo ($F = 0,91$; $p = 0,405$). As comparações múltiplas pelo teste de Tukey corroboraram essa conclusão, não evidenciando diferenças estatisticamente relevantes entre os pares de reatores ($p > 0,05$). De forma consistente, o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis também não rejeitou a hipótese nula de igualdade entre as medianas ($X^2 = 1,96$; $p = 0,376$). Assim, os resultados sugerem que, nas condições experimentais avaliadas, os três reatores apresentaram comportamento estatisticamente semelhante em relação à variação da alcalinidade.

Camadas limites menores tendem a oferecer valores superiores de conversão de nitrogênio, no entanto, os resultados observados neste estudo apresentaram tendência oposta: o Reator 1, com a menor camada limite (0,73 cm), apresentou a menor eficiência média (22,12%) enquanto os Reatores 2 e 3, com camadas limites de 1,19 cm e 1,26 cm, respectivamente, alcançaram eficiências maiores.

Como se pode observar nos gráficos (Figura 11 e Figura 12), os reatores obtiveram alta inconsistência ao longo dos dias, todavia com as três curvas se comportando de forma semelhante, variando ao longo do tempo e tendendo a diminuir a eficiência no final do período.

Ao analisar as concentrações, a média da concentração de nitrato inicial para cada reator foi: 19,42 mg/L, 19,69 mg/L e 19,85 mg/L, ou seja, a média geral de concentração inicial foi de 19,65 mg/L ou 27,51 mg para os 1400 mL de cada Reator. A concentração média de saída foi de 14,10 mg/L, 14,34 mg/L e 14,62 mg/L, para os reatores 1, 2 e 3, respectivamente, 14,35 mg/L foi a média quando somados os três reatores, uma remoção de aproximadamente 5,3 mg/L para cada Reator, ou 7,42 mg de nitrato removidos a cada 24 horas. A Figura 13 mostra um boxplot dos Reatores com suas eficiências.

Figura 13 - Figura 13 - Boxplot com as Eficiências de remoção de Nitrato em cada Reator



Fonte: Autor (2025)

A análise das eficiências de remoção de nitrato nos três reatores, representada por meio de boxplots, evidencia diferenças importantes no desempenho de cada sistema. O Reator 1 apresentou comportamento mais irregular, com elevada frequência de valores nulos e uma mediana relativamente menor. Embora tenha registrado alguns picos expressivos de eficiência, esses se configuram como outliers, refletindo episódios pontuais e não uma tendência consistente.

O Reator 2 apresentou desempenho intermediário. Apesar da ocorrência de valores nulos, a maior parte dos resultados concentrou-se entre 15% e 40%, com mediana próxima de 25–30%. O boxplot mostra menor assimetria em relação ao Reator 1, sugerindo maior estabilidade operacional. Ainda assim, valores elevados próximos a 70% também foram identificados como outliers.

O Reator 3 destacou-se por apresentar a maior consistência e eficiência média, apesar de mediana menor ($\approx 25\%$) e menor influência dos valores nulos sobre a distribuição. Embora também tenha registrado outliers em torno de 60–70%, o conjunto de dados revela maior estabilidade, indicando desempenho levemente superior em comparação aos demais reatores.

De modo geral, os boxplots demonstram que o Reator 3 apresentou o melhor desempenho na remoção de nitrato, seguido pelo Reator 2, enquanto o Reator 1 foi o menos eficiente, devido à predominância de valores nulos e à baixa mediana.

Apesar da menor área superficial específica, os sabugos de maior dimensão podem ter liberado carbono de forma mais lenta e contínua, garantindo uma disponibilidade estável ao longo da batelada e favorecendo a desnitrificação. Além disso, esses sabugos maiores podem ter oferecido zonas internas mais protegidas para a fixação microbiana, permitindo uma colonização mais estável. É importante destacar, contudo, que a diferença entre os

reatores não esteve apenas relacionada à área superficial total, mas também à porção do sabugo efetivamente exposta ao meio. Enquanto no sabugo inteiro as bactérias têm maior acesso à área lateral e menor ao núcleo, no sabugo quebrado ocorre o oposto, modificando a forma de contato e a dinâmica de liberação de carbono.

Deve-se considerar ainda a variação natural da composição lignocelulósica do material (teores de lignina, celulose e hemicelulose), que pode ter influenciado a disponibilização de carbono e, conseqüentemente, a eficiência do processo. Por fim, como os percentuais de remoção observados foram muito próximos (21,69% em R1, 25,34% em R2 e 24,94% em R3), as diferenças encontradas podem estar dentro da margem estatística, não representando necessariamente um ganho real de desempenho, mas sim variações associadas às características físicas e estruturais do material.

A avaliação estatística das eficiências de remoção de nitrato obtidas nos três reatores demonstrou que, embora tenham sido observadas variações individuais ao longo do tempo, não houve diferenças significativas entre eles quando considerados de forma comparativa. O teste de normalidade de Shapiro-Wilk indicou que os dados de cada reator não seguiram distribuição normal ($p < 0,05$), ao passo que o teste de homogeneidade de variâncias de Levene mostrou que as variâncias entre os grupos foram estatisticamente homogêneas ($p = 0,8443$).

Diante da ausência de normalidade, procedeu-se também ao teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, o qual confirmou que não existem diferenças estatisticamente significativas entre os reatores ($X^2 = 0,796$; $p = 0,6716$). De forma complementar, tanto a análise de variância (ANOVA; $p = 0,585$) quanto as comparações múltiplas pelo teste de Tukey apresentaram p-valores superiores a 0,05 para todos os pares, reforçando a conclusão de que os três reatores não diferem entre si em termos de eficiência. Esses resultados indicam que, apesar das discrepâncias aparentes nos valores absolutos de eficiência, estatisticamente o desempenho dos reatores pode ser considerado equivalente no contexto experimental analisado.

A remoção média foi de aproximadamente 27,03%, abaixo dos mais de 80% encontrados por Stolle (2022), provavelmente esse resultado de 3 vezes menor é devido a diferença de 13 vezes da espessura da camada limite.

A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos ao relacionar a massa de nitrato removida a cada 24 horas com a área superficial total de sabugo de milho empregada em cada reator. Para os Reatores 1, 2, 3 e para o reator estudado por Stolle (2022), foram observados valores distintos de remoção específica. Nota-se que o reator de Stolle (2022) apresentou a menor remoção de nitrato por unidade de área superficial de sabugo, o Reator 1 atingiu valores até 36% superiores em relação ao observado por Stolle (2022), evidenciando maior eficiência relativa nesse parâmetro.

Tabela 7 - Remoção média de nitrato por reator

Reator	Remocão média de nitrato (mg/L)	Remoção de nitrato por massa de sabugo (mg/g)
R1 (5 cm)	14,10	0,043
R2 (7,5 cm)	14,34	0,048
R3 (15 cm)	14,62	0,049
Stolle (2022)	17,6	0,036

Fonte: Autor (2025)

O valor de referência de 0,036 mg/g, reportado na literatura, corrobora os resultados obtidos neste estudo, visto que os valores encontrados nos três reatores (0,043; 0,048 e 0,049 mg/g) mantiveram-se próximos a esse patamar. Essa proximidade evidencia que a liberação de carbono promovida pelos sabugos de milho encontra-se dentro do intervalo esperado para materiais lignocelulósicos, reforçando a validade metodológica e a confiabilidade dos dados obtidos.

Ademais, a consistência entre os valores experimentais e o padrão de referência sustenta a hipótese de que a disponibilidade contínua de carbono foi adequada para sustentar a desnitrificação, independentemente das diferenças dimensionais entre os sabugos empregados. Dessa forma, confirma-se que a influência do tamanho e da forma de exposição do material atuou mais sobre a dinâmica de acesso microbiano e colonização do biofilme do que sobre a quantidade efetiva de carbono liberada.

6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos evidenciam que o sabugo de milho é um meio suporte promissor e uma fonte de carbono eficaz para processos de desnitrificação. O material foi capaz de promover a remoção de nitrato de forma consistente, atingindo valores médios de aproximadamente 7,42 mg de NO_3^- por ciclo de 24 horas, o que corresponde a 0,132 mg de NO_3^- removidos por grama de sabugo por dia. Esses valores demonstram a viabilidade do aproveitamento do sabugo como material de baixo custo e de fácil obtenção, reforçando seu potencial de aplicação em sistemas de tratamento descentralizados de efluentes agrícolas.

Outro ponto relevante é que não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os reatores operados com diferentes dimensões do sabugo (5 cm, 7,5 cm e 15 cm). Esse resultado indica que a eficiência do processo não depende do tamanho das partículas de sabugo, mas sim da disponibilidade global de carbono liberado e de sua interação com a comunidade microbiana. Dessa forma, os resultados permitem concluir que o uso do sabugo in natura é suficiente para sustentar a desnitrificação, sem a necessidade de pré-tratamentos ou padronização rigorosa do tamanho, o que simplifica a operação e amplia a aplicabilidade em condições reais de campo.

Assim, este estudo reforça o potencial do sabugo de milho como alternativa sustentável, de baixo custo e operacionalmente viável para a remoção biológica de nitrato em efluentes agrícolas, constituindo uma base sólida para a continuidade de pesquisas em sistemas que visem a o reaproveitamento do sabugo de milho no tratamento de efluentes.

REFERÊNCIAS

- ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**, v. 32, p. 160-165, 1998.
- ALBINA, P.; DURBAN, N.; BERTRON, A.; ALBRECHT, A.; ROBINET, J. C.; ERABLE, B. Influence of hydrogen electron donor, alkaline pH, and high nitrate concentrations on microbial denitrification: a review. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 20, n. 20, p. 5163, 2019.
- ASLAM, M. M. A.; KHAN, Z. M.; SULTAN, M. Performance evaluation of trickling filter-based wastewater treatment system utilizing cotton sticks as filter media. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 26, n. 5, p. 1960-1968, 2017.
- ATKINS, P.; DE PAULA, J. **Físico-química**. 10. ed. São Paulo: Bookman, 2018.
- BRANCO, P. M. P.; NOGUEIRA, R. G. S.; FERREIRA, L. M. S.; BORGES, F. A.; LUCAS, J. Importância dos nutrientes no efluente de águas residuárias humanas à saúde pública. **Ars Veterinaria**, v. 31, n. 2, 2015.
- BURGHATE, S. P.; INGOLE, N. W. Biological denitrification: a review. **Journal of Environmental Science, Computer Science and Engineering & Technology**, v. 3, n. 1, p. 009-028, 2014.
- BUTTERSACK, C.; LAKETIC, D. Hydrolysis of sucrose by dealuminated Y-zeolites. **Journal of Molecular Catalysis**, v. 94, n. 3, p. L283-L290, 1994.
- CAI, W.; HAN, J.; REN, H. Effect of carbon source on denitrification performance and microbial community structure under low temperature. **Bioresource Technology**, v. 297, p. 122434, 2020.
- CHEN, Z.; WANG, L.; WANG, J. Influence of support material characteristics on denitrification efficiency in bioreactors. **Environmental Technology**, v. 41, n. 2, p. 189-199, 2020.
- CHU, L.; WANG, J. Denitrification performance and biofilm characteristics using biodegradable polymers PCL as carriers and carbon source. **Chemosphere**, v. 91, n. 9, p. 1310-1316, 2013.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Primeiro levantamento da safra 2019/20 de grãos indica produção de 245 milhões de t**. Brasília: Companhia Nacional de Abastecimento, 2019. Disponível em: <https://2019-20-de-graos-indica-producao-de-245-8-milhoes-de-t>. Acesso em: 2 ago. 2024.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357 de março de 2005 do CONAMA. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2011.

DELLA ROCCA, C.; BELGIORNO, V.; MERIÇ, S. Cotton-supported heterotrophic denitrification of nitrate-rich drinking water with a sand filtration post-treatment. **Water SA**, v. 31, p. 229-236, 2005.

FATEHI-POULADI, S.; ANDERSON, B. C.; WOOTTON, B.; BUTTON, M.; BISSEGGER, S.; ROZEMA, L.; WEBER, K. P. Interstitial water microbial communities as an indicator of microbial denitrifying capacity in wood-chip bioreactors. **Science of The Total Environment**, v. 655, p. 720-729, 2019.

FERREIRA, Eduardo S. I-121 – Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2000. p. 1-25.

FLORY, P. J. **Principles of Polymer Chemistry**. Ithaca: Cornell University Press, 1953.

FOWDAR, H. S.; HATT, B. E.; BREEN, P.; COOK, P. L. M.; DELETIC, A. Evaluation of sustainable electron donors for nitrate removal in different water media. **Water Research**, v. 85, p. 487-496, nov. 2015.

FRANCHIN, A. C. **Nitrificação de efluente de reator anaeróbio compartimentado em filtros percoladores com a utilização da serragem de couro do tipo wet blue como meio suporte**. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

GUO, G.; LI, X.; WANG, S. Influence of carbon source on denitrification performance and microbial community structure in a biofilm reactor. **Environmental Technology**, v. 42, n. 5, p. 713-722, 2021.

HATAKKA, A. Biodegradation of lignin. In: **Handbook on White-Rot Fungi**. [S.l.]: [s.n.], 2005.

HELLMAN, M. *et al.* Substrate type determines microbial activity and community composition in bioreactors for nitrate removal by denitrification at low temperature. **Science of The Total Environment**, v. 755, 2021.

HELMER-MADHOK, C.; SCHMID, M.; FILIPOV, E.; GAUL, T.; HIPPEN, A.; ROSENWINKEL, K. H.; SEYFRIED, C. F.; WAGNER, M.; KUNST, S. Deammonification in biofilm systems: population structure and function. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 1-2, p. 223-231, 2002.

HOUSTON, P. L. **Chemical kinetics and reaction dynamics**. 1. ed. New York: Dover Publications, 2001.

KOKINA, K.; ZUBKOV, V.; GRABOWSKA, K.; KACPRZAK, M. Impact of rapid pH changes on activated sludge process. **Applied Sciences**, v. 12, n. 11, p. 5754, 2022.

LEE, D. S.; LEE, S. H.; PARK, J. M. Effect of carbon source on the denitrification of high-strength nitrate wastewaters. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 98, n. 6, p. 583-585, 2004.

LI, Y.; ZHANG, X.; ZHANG, Q. Effect of carbon source on denitrification and microbial community structure in a packed-bed bioreactor. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 14, p. 13768-13777, 2018.

LOU, J.; SUN, P.; GUO, M.; HE, H. Denitrification performance and microbial diversity in a packed-bed reactor using biodegradable polymers as carbon source and biofilm support. **Journal of Hazardous Materials**, v. 254-255, p. 204-210, 2013.

LUTZENBERGER, J. A. O absurdo da agricultura. **Estudos Avançados**, v. 15, p. 61-74, 2001.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1334 p.

MOORMAN, T. B.; PARKIN, T. B.; KASPAR, T.; JAYNES, D. B. Denitrification activity, wood loss, and N₂O emissions over 9 years from a wood chip bioreactor. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 1567-1574, 2010.

MUNSON, B. R.; YOUNG, D. F.; OKIISHI, T. H.; HUEBSCH, W. W. **Fundamentals of Fluid Mechanics**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2009.

NORDSTRÖM, A.; HERBERT, R. B. Denitrification in a low-temperature bioreactor system at two different hydraulic residence times: laboratory column studies. **Environmental Technology**, v. 38, n. 11, p. 1362-1375, 2017.

ROBERTSON, W. D.; CHERRY, J. A. In situ denitrification of septic-system nitrate using reactive porous media barriers: field trials. **Ground Water**, v. 33, p. 99-111, 1995.

RODRIGUEZ-CABALLERO, A.; AYMERICH, I.; POCH, M.; RODRÍGUEZ-RODA, I. Evaluation of full-scale nitrification and denitrification processes for nitrogen removal in activated sludge systems. **Water Research**, v. 68, p. 362-374, 2015.

SATAYEVA, A. R. *et al.* Investigation of rice husk derived activated carbon for removal of nitrate contamination from water. **Science of The Total Environment**, v. 630, p. 1237-1245, 2018.

SCHLICHTING, H. **Boundary-Layer Theory**. New York: McGraw-Hill, 1979.

SEGEL, I. H. **Enzyme Kinetics: Behavior and Analysis of Rapid Equilibrium and Steady-State Enzyme Systems**. New York: Wiley-Interscience, 1993.

SILVA, S. E. V. **A agricultura familiar no Brasil e as transformações no campo no início do século XXI**. 2010.

SOUZA, Juliana Sobreira de *et al.* Aplicação das concentrações e proporções de nutrientes no diagnóstico da eutrofização. **Revista Vértices**, v. 16, n. 1, p. 203-222, 2014.

STOLLE, E. M. **Remoção de nitratos de água de drenagem agrícola utilizando biorreatores com diferentes fontes de matéria orgânica**. 2022. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2022.

SUN, Y.; CHENG, J. Hydrolysis of lignocellulosic materials for ethanol production: a review. **Bioresource Technology**, 2004.

TORRES, R. M. **Remoção biológica de nitrato em água de abastecimento humano utilizando o endocarpo de coco como fonte de carbono**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

VEIGA, José Eli da; EHLERS, Eduardo. Diversidade biológica e dinamismo econômico no meio rural. In: **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. Rio de Janeiro: Campus, 2003. p. 271-290.

WANG, S.; YANG, L.; ZHANG, D.; BAI, Y. The role of carrier material size in the performance of biological denitrification systems. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 5407-5416, 2021.

WEI, H.; GUO, W.; YAN, Y. The role of carbon source characteristics in biofilm reactors for nitrogen removal. **Water Research**, v. 184, p. 116112, 2021.

WHITE, F. M. **Fluid Mechanics**. 8. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2016.

XU, G.; YANG, F.; LIU, S. Enhanced denitrification using starch/polylactic acid blends as solid carbon source in fixed-bed biofilm reactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 187, n. 1-3, p. 490-495, 2011.

YAO, Z. *et al.* Enhanced nitrate removal from surface water in a denitrifying woodchip bioreactor with a heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying fungus. **Bioresource Technology**, v. 303, p. 122939, 2020.

ZHANG, Q.; WANG, Z.; XU, L. Optimization of organic support media for denitrification in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 134, p. 124-131, 2019.

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