

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS

**EDUARDO PANIGUEL OLIVEIRA**

**EFEITO DA VAZÃO DE AR E DOS CICLOS DE AERAÇÃO  
INTERMITENTE NA REMOÇÃO SIMULTÂNEA DE CARBONO E  
NITROGÊNIO EM UM REATOR DE LEITO ESTRUTURADO**

Poços de Caldas/MG

2019

**EDUARDO PANIGUEL OLIVEIRA**

**EFEITO DA VAZÃO DE AR E DOS CICLOS DE AERAÇÃO  
INTERMITENTE NA REMOÇÃO SIMULTÂNEA DE CARBONO E  
NITROGÊNIO EM UM REATOR DE LEITO ESTRUTURADO**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Ciência e Engenharia Ambiental pela Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Federal de Alfenas de Minas Gerais. Área de concentração: engenharia ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Brito de Moura.

Poços de Caldas/MG

2019

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas  
Biblioteca campus Poços de Caldas

O48 Oliveira, Eduardo Paniguel.  
Efeito da vazão de ar e dos ciclos de aeração intermitente na  
remoção simultânea de carbono e nitrogênio em um reator de leito  
estruturado / Eduardo Paniguel Oliveira. -- Poços de Caldas/MG,  
2019.  
93 f. –

Orientador(a): Rafael Brito de Moura.  
Dissertação (Mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental) –  
Universidade Federal de Alfenas, campus Poços de Caldas, 2019.  
Bibliografia.

1. Nitrificação. 2. Desnitrificação. 3. Aeração. 4. Carbono. 5.  
Nitrogênio. 6. Modelos hidrodinâmicos. I. Moura, Rafael Brito de. II.  
Título.

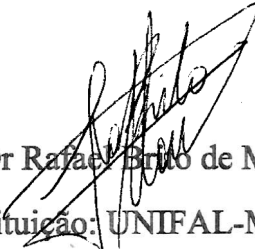
CDD – 628

**EDUARDO PANIGUEL OLIVEIRA**

**EFEITO DA VAZÃO DE AR E DOS CICLOS DE AERAÇÃO  
INTERMITENTE NA REMOÇÃO SIMULTÂNEA DE CARBONO E  
NITROGÊNIO EM UM REATOR DE LEITO ESTRUTURADO**

A banca examinadora abaixo-assinada, aprova a Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de mestre em Ciência e Engenharia Ambiental, pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Alfenas. Área de Concentração: Ciência e Engenharia Ambiental.

Aprovada em: 25 de fevereiro de 2019.



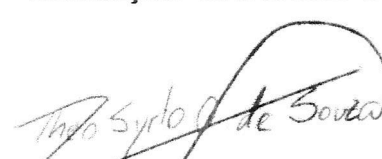
Prof Dr Rafael Brito de Moura

Instituição: UNIFAL-MG



Prof Dr Dagoberto Yukio Okada

Instituição: UNICAMP-SP



Prof Dr. Theo Syrto Octávio de Souza

Instituição: USP



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço meus pais, Sandro e Zezé, e meu irmão, Filipe, pelo incentivo e apoio dado durante toda esta etapa da minha vida acadêmica. Percebo e valorizo tudo o que me foi proporcionado e sou muito grato a isso.

Nestes dois anos de trabalho, além de muito aprendizado técnico, foi um período no qual pude refletir e percebo um amadurecimento pessoal e social. Este amadurecimento social está ligado principalmente às minhas duas famílias: a de sangue, já citada, e a família Matula.

Desta forma, agradeço a todos os ex-moradores, atuais moradores e agregados da República Matula que me acompanharam nesta jornada que começou em Poços de Caldas e hoje levo comigo por onde vou. O carinho por vocês é gigante. Especialmente aos irmãos Low, Batata e Cazé.

Gostaria de enfatizar o agradecimento ao meu orientador Prof. Dr. Rafael Brito de Moura pelo interessante e estruturado projeto base deste trabalho, por toda a atenção dada e por todas as ideias e críticas feitas. Obrigado pela excelente orientação, confiança e liberdade concedidas.

Agradeço aos amigos do laboratório de Biotecnologia, principalmente ao Pizzo e a Livia, que colaboraram na realização deste trabalho e pelos momentos de descontração durante as longas jornadas de laboratório.

Agradeço a UNIFAL-MG pela estrutura fornecida e aos técnicos pelo suporte dado.

Agradeço a CAPES pelo subsídio da bolsa de estudos e ao CNPq pelo subsídio do projeto.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

## RESUMO

Entre as novas configurações de sistemas que realizam a remoção de matéria orgânica e nitrogênio simultaneamente, tem-se o reator de leito estruturado com recirculação e aeração intermitente (SBRRIA). O SBRRIA se mostra promissor, com elevadas remoções de matéria orgânica e nitrogênio, além de baixa produção de lodo. Entretanto, parâmetros operacionais como razão de recirculação, tempo de aeração e vazão de ar, ainda não estão completamente estabelecidos. Com isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito desses três parâmetros na eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em um SBRRIA. Foram realizados experimentos hidrodinâmicos para este reator utilizando sal como traçador e variou-se a razão de recirculação, vazão de ar e tempo de aeração. Observou-se que o reator se comporta de forma pistonada quando não aerado e de forma mistura completa quando aerado, independente da vazão de ar e razão de recirculação. Desta forma, iniciou-se a operação do reator sem a recirculação interna, uma vez que este parâmetro não foi necessário para garantir a mistura no reator. O afluente sintético aplicado ao reator simulou as características de esgoto sanitário. O reator foi operado durante 280 dias com TDH próximo a 10 horas e em uma câmara com temperatura controlada em 30°C. Foram realizados 11 ensaios, variando-se o tempo de aeração e a vazão de ar. Observou-se remoção de DQO acima de 81% para os 11 ensaios e a remoção de nitrogênio total apresentou valores entre 10 a 80%, obtendo-se as maiores eficiências com tempo de aeração de 1h45min e vazão de ar igual a 4,5L.min<sup>-1</sup>. Observou-se diferentes comportamentos da nitrificação e desnitrificação, obtendo valores acima de 90% de nitrificação quando o reator foi submetido aos maiores tempos de aeração e valores de desnitrificação acima de 90% quando o reator foi submetido a baixos tempo de aeração. Por fim, o sistema se mostra eficiente, e as variáveis estudadas influenciam significativamente na eficiência do SBRRIA.

Palavras-chave: Nitrificação e desnitrificação simultânea. Aeração intermitente. Vazão de ar. Leito estruturado. SBRRIA.

## **ABSTRACT**

Between the new system configurations that remove organic matter and nitrogen simultaneously, there is the structured bed reactor with recirculation and intermittent aeration (SBRRIA). The SBRRIA has shown high efficiency of organic matter and nitrogen removal, besides the low sludge production. However, operational parameters, as the recirculation rate, aeration time and airflow, are not fully established. Thereby, the objective of this research was to evaluate the effect of these three parameters on the efficiency of organic matter removal and nitrogen removal in a SBRRIA. Hydrodynamic tests were done using salt as tracer and the variables were the recirculation rate, aeration time and airflow. It was determined that the reactor had a plug-flow behavior when the aeration was off, and it behaved as a completely stirred reactor when the aeration was turned on, independently of the airflow and recirculation rate tested. In this way, the biological operation of the reactor was started without internal recirculation, since this parameter was not necessary to guarantee the mixing in the reactor. The synthetic effluent applied to the reactor simulated the characteristics of sanitary sewage. The reactor was operated for 280 days with an operational hydraulic residence time (HRT) was 10 hours and it was operated inside a chamber with controlled temperature at 30°C. Eleven tests were performed, varying the aeration time and the airflow rate. The COD removal was higher than 81% for all tests and the nitrogen removal varied from 10 to 80%. The higher efficiencies were obtained with aeration time of 1h45min (from a cycle of 3 hours) and airflow rate equals to 4,5L.min<sup>-1</sup>. Different nitrification and denitrification behavior were observed, obtaining efficiencies above 90% of nitrification when the reactor was submitted to higher aeration times and denitrification values above 90% when the reactor was submitted to low aeration times. Concluding, the studied variables showed to be significant in the efficiency response of the SBRRIA.

**Keywords:** Simultaneously nitrification and denitrification. Intermittent aeration. Airflow. Structured bed. SBRRIA.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	- Curva de resposta que mostram o efeito da concentração de TKN (eixo y) e tempo de aeração (eixo x) para as eficiências de (a) remoção de nitrogênio total, (b) nitrificação, (c) desnitrificação e (d) remoção de DQO. ....	21
Figura 4.1	- Sistema utilizado para o ensaio hidrodinâmico. (A) Esquema utilizado. (B) Imagem do sistema. (C) Organização das bombas e sondas. ....	29
Figura 4.2	- Ensaio hidrodinâmico do tipo degrau sem aeração. (A) Condutividade obtida na saída. (B) Ampliação do eixo x da figura A. (C) Curva E(t) obtida para o ensaio realizado. (D) Ampliação do eixo x da figura C. ....	36
Figura 4.3	- Ajuste dos modelos de Levenspiel (1999) para os dados obtidos.....	37
Figura 4.4	- Condutividade obtida para as três repetições centrais. ....	38
Figura 4.5	- Comparação dos dados obtidos do Exp 3 com os ciclos de aeração. ....	39
Figura 4.6	- Comparação da condutividade obtida com o modelo ideal de CSTR. (A) 30 horas do ensaio. (B) Ampliação de três ciclos de aeração. ....	40
Figura 4.7	- Ilustração da hipótese do modelo hidrodinâmico com aeração intermitente. ....	41
Figura 4.8	- Modelo gerado e dados obtidos para os experimentos 9, 10 e 11.....	42
Figura 4.9	- Dados do Exp nº5 (A) e 7 (B). Experimentos que se observou o surgimento de cauda antes de cada período de aeração. .	44
Figura 4.10	- Comparação dos pontos extremos de tempo de aeração. (A) Experimento 9. (B) Experimento 10.....	45
Figura 4.11	- Comparação dos pontos extremos de tempo de vazão de ar. (A) Experimento 11. (B) Experimento 12.....	46
Figura 4.12	- Comparação dos pontos extremos da recirculação. (A) Experimento 13. (B) Experimento 14.....	47

Figura 4.13	- Experimento hidrodinâmico sem aeração e com biomassa aderida no meio suporte. (A) Dados obtidos de condutividade. (B) Curva $E_{\theta}$ derivada a partir dos dados.....	48
Figura 4.14	- Modelos de Levenspiel (1999) ajustados para o experimento com biomassa. ....	49
Figura 5.1	- Esquema do sistema e do reator de leito estruturado utilizado.....	54
Figura 5.2	- Oxigênio dissolvido durante os ciclos de 3 horas para cada ensaio realizado. ....	62
Figura 5.3	- Regressão múltipla para os valores de OD: (A) médio, (B) fase aerada, (C) fase não aerada. ....	64
Figura 5.4	- Comparação entre a coloração da biomassa. (A) Ensaio 4; (B) Ensaio 1. ....	65
Figura 5.6	- Dados da eficiência de remoção de DQO para os ensaios realizados. ....	68
Figura 5.7	- Comparação dos dados de nitrificação para cada ensaio....	69
Figura 5.8	- Comparação dos dados de desnitrificação. ....	70
Figura 5.9	- Comparação dos dados de remoção de nitrogênio.....	71
Figura 5.10	- Concentração média das formas de nitrogênio no efluente do reator para cada condição. ....	72
Figura 5.11	- Superfície de resposta obtida para os modelos de: (a) nitrificação; (b) desnitrificação; (c) remoção total de nitrogênio. ....	75
Figura 5.12	- Perfil temporal obtidos para os ensaios. ....	78
Figura 5.13	- pH observado no afluente e efluente do reator. ....	79
Figura 5.14	- Alcalinidade na forma de bicarbonato no afluente (A) e efluente (B). ....	80

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 - Intervalo de valores utilizados para cada fator.....	31
Tabela 4.2 - Condições operacionais do reator.....	31
Tabela 4.3 - Coeficientes obtidos para o ajuste dos modelos de Levenspiel (1999).....	36
Tabela 4.4 - Coeficientes obtidos de Levenspiel (1999) para o experimento hidrodinâmico com biomassa.....	49
Tabela 5.1 - Composição e concentração dos componentes do efluente sintético. ....	55
Tabela 5.2 - Solução de elemento traço utilizado. ....	56
Tabela 5.3 - Condições operacionais do reator.....	57
Tabela 5.4 - Oxigênio dissolvido e temperatura média em cada Ensaio. ....	63
Tabela 5.5 - Valores médios das respostas analisadas e os grupos estatísticos. ....	68
Tabela 5.6 - Análise de variância dos modelos gerados para as respostas de nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total.....	74
Tabela 5.7 - Balanço da alcalinidade teórica e real em mg-CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> .....	81
Tabela 5.8 - Análises de sólidos para cada ensaio realizado.....	83

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>Anammox</b>	- <i>Anaerobic ammonium oxidation</i>
<b>ANOVA</b>	- Análise de variância
<b>CANON</b>	- <i>Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite process</i>
<b>CSTR</b>	- <i>Completely stirred reactor</i>
<b>DBO</b>	- Demanda bioquímica de oxigênio
<b>DCCR</b>	- Delineamento composto central rotacional
<b>DQO</b>	- Demanda química de oxigênio
<b>ETA</b>	- Estação de tratamento de água
<b>ETE</b>	- Estação de tratamento de esgoto
<b>N</b>	- Nitrogênio
<b>NDS</b>	- Nitrificação e desnitrificação simultânea
<b>OD</b>	- Oxigênio dissolvido
<b>OLAND</b>	- <i>Oxygen-limited autotrophic nitrification/ denitrification</i>
<b>PFR</b>	- Plug flow reactor
<b>SBRRIA</b>	- <i>Structured bed reactor with recirculation and intermitted aeration</i>
<b>SD</b>	- Sólidos dissolvidos
<b>SDF</b>	- Sólidos dissolvidos fixos
<b>SDV</b>	- Sólidos dissolvidos voláteis
<b>SHARON</b>	- <i>Single reactor system for high ammonia removal over nitrite process</i>
<b>SNAD</b>	- <i>Simultaneous nitrification, anammox and denitrification</i>
<b>SND</b>	- <i>Simultaneous nitrification and denitrification</i>
<b>SS</b>	- Sólidos suspensos
<b>SSF</b>	- Sólidos suspensos fixos
<b>SSV</b>	- Sólidos suspensos voláteis
<b>ST</b>	- Sólidos totais
<b>UASB</b>	- <i>Upflow anaerobic sludge blanket digestion</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>12</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVO.....</b>	<b>14</b>
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS: .....	14
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>15</b>
3.1	NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO.....	15
3.2	NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEAS .....	17
3.3	EVOLUÇÃO NA UTILIZAÇÃO DE REATORES DE LEITO ESTRUTURADO COM RECIRCULAÇÃO E AERAÇÃO INTERMITENTE (SBRRIA) .....	19
3.4	ENSAIO HIDRODINÂMICO .....	23
<b>4</b>	<b>EFEITO DA VAZÃO DE AR, TEMPO DE AERAÇÃO E DA RAZÃO DE RECIRCULAÇÃO NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE UM REATOR DE LEITO ESTRURUTADO (SBRRIA) .....</b>	<b>26</b>
4.1	INTRODUÇÃO.....	26
4.2	MATERIAIS E MÉTODOS .....	28
4.2.1	REATOR DE LEITO ESTRUTURADO .....	28
4.2.2	Procedimento Operacional.....	29
4.2.3	Planejamento estatístico.....	30
4.2.4	Modelos de Levenspiel e Modelo Proposto .....	32
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	35
4.3.1	Avaliação do ensaio hidrodinâmico sem aeração.....	35
4.3.2	Avaliação hidrodinâmica do tempo de aeração, vazão de ar e recirculação. ....	38
4.3.3	Avaliação hidrodinâmica com biomassa .....	48
4.4	CONCLUSÕES .....	50
<b>5</b>	<b>OTIMIZAÇÃO DA VAZÃO DE AR E DOS CICLOS DE AERAÇÃO INTERMITENTE EM UMA NOVA CONFIGURAÇÃO DE REATOR DE LEITO ESTRUTURADO VISANDO A REMOÇÃO SIMULTÂNEA DE CARBONO E NITROGÊNIO .....</b>	<b>51</b>
5.1	INTRODUÇÃO.....	51
5.2	MATERIAIS E MÉTODOS .....	54



5.2.1	Reator de Leito Estruturado .....	54
5.2.2	Efluente Sintético.....	55
5.2.3	Planejamento experimental .....	56
5.2.4	Procedimento Experimental.....	57
5.2.5	Análises físico-químicas .....	59
5.2.6	Perfis Temporais .....	60
5.3	RESULTADOS.....	60
5.3.1	Oxigênio Dissolvido e Temperatura.....	60
5.3.2	Remoção de DQO, nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio .....	66
5.3.3	Regressão e superfície de resposta .....	73
5.3.4	Perfil temporal .....	76
5.3.5	pH e Alcalinidade .....	79
5.3.6	Produção de sólidos .....	81
5.4	CONCLUSÕES .....	83
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>85</b>
<b>7</b>	<b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>86</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>87</b>
	<b>APÊNDICES.....</b>	<b>91</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta um quadro de tratamento de esgoto desfavorável quando comparado a países desenvolvidos. Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento mostra que apenas 44,9% do esgoto possui alguma forma de tratamento, que pode ou não atender a legislação (SNIS, 2016). As estações de tratamento de esgoto (ETE) brasileiras, no geral, visam principalmente a remoção da matéria orgânica do efluente (IBGE, 2015).

Quando um efluente que possui matéria orgânica é lançado no recurso hídrico, ele promove a proliferação de microrganismos que degradam compostos orgânicos e inorgânicos. O processo de degradação aeróbia utiliza o oxigênio dissolvido (OD) na água como fonte de receptores de elétrons. Tal processo consome geralmente todo o OD, criando zonas anaeróbias no curso d'água. Em condições anaeróbia, a biota natural, como peixes, não sobrevive, havendo um completo desequilíbrio no ecossistema (METCALF; EDDY, 2013).

Além do problema criado pela DBO, o excesso de nutrientes como o fósforo e nitrogênio promovem o crescimento de plantas e algas, sendo que algumas espécies podem liberar toxinas na água. Além disso, pode haver o crescimento exagerado de plantas devido a eutrofização dos corpos hídricos, desestabilizando o ambiente aquático. Por estes fatores, as leis ambientais estão progredindo quanto a restrição das concentrações de nitrogênio e fósforo para efluentes, inclusive para efluentes de ETE (ODUM; BARRET, 2007).

Na literatura é possível encontrar diversos métodos e processos utilizados para o tratamento de efluentes com remoção de nitrogênio. Dentre eles o mais antigo e consolidado é o processo convencional, porém novas tecnologias apontam para configurações e processos com melhores eficiências e menores custos de construção e operação. O processo convencional é realizado em duas etapas: a nitrificação e a desnitrificação (SPERLING, 2014).

Novos estudos e aplicações utilizam de reatores com o processo ANAMMOX, reatores CANON, reatores SHARON, sistemas Bardenpho, reatores com SND, e reatores SNAD, entre outras configurações que trabalham com leitos estruturados ou biomassa suspensa. Em geral, os novos processos visam aumentar a eficiência de remoção de nitrogênio a partir da redução do consumo de oxigênio e redução de insumos (doadores de elétron). Uma configuração de reator promissora é o reator de leito estruturado com recirculação e aeração intermitente (SBRRIA), que além dos benefícios já citados, realiza a remoção de matéria orgânica e nitrogênio em apenas um reator, com baixa produção de lodo (BARANA *et al.*, 2012; MOURA *et al.*, 2012; MOURA *et al.*, 2018a; SANTOS *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2018; WOSIACK *et al.*, 2015)

Os estudos já realizados com esse tipo de reator mostra-se promissor. Autores já estudaram diferentes efluentes, tempos de aeração, razão de recirculação, tempo de detenção hidráulica, concentração e cargas de DQO e nitrogênio, entre outros fatores. Porém, antes de iniciar o processo de aumento de escala, ainda é necessário realizar estudos variando a concentração de oxigênio dissolvido, vazão de ar, razão ideal de recirculação, tempo dos ciclos de aeração e não aerado, entre outros; determinando faixas ótimas de operação com o objetivo de reduzir custos e aumentar a eficiência do sistema. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da variação da vazão de ar e dos períodos de aeração e não aeração na remoção de matéria orgânica e nitrogênio em um reator de leito estruturado.

## 2 OBJETIVO

Investigar o efeito da vazão de ar e dos períodos de aeração na operação e eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em um reator de leito estruturado, submetido à aeração intermitente no tratamento de um efluente sintético com características semelhantes ao esgoto sanitário.

### 2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

Para atingir o objetivo principal do trabalho, foram traçados os seguintes objetivos específicos:

- a) Determinação do comportamento hidrodinâmico no reator;
- b) Determinação do efeito da vazão de ar e dos períodos de aeração e não aeração nas eficiências de remoção de DQO, nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total;
- c) Determinação da dinâmica das formas de nitrogênio no interior dos reatores;
- d) Estabelecimento de uma condição operacional ótima para o sistema.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

As primeiras tecnologias de tratamento de esgoto sanitário visava somente a remoção de matéria orgânica. Com o aprimoramento das mesmas, têm sido elaboradas linhas de desenvolvimento para atingir melhores eficiências na remoção de matéria orgânico e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, com menores custos.

Apesar do aumento nas pesquisas sobre remoção de nitrogênio nas últimas décadas, e além da maior cobrança pela legislação com respeito ao lançamento de compostos de nitrogênio, podem ser encontrados trabalhos na literatura sobre os processos de nitrificação e desnitrificação desde 1900.

Os primeiros estudos sobre nitrificação foram realizados por Winogradsky por volta de 1900 (WAKSMAN, 1946). É possível encontrar também publicações de nitrificação em sistemas de lodos ativados como o artigo de Downing *et al.* em 1964 (MIDDLEBROOKS; JENKINS, 1969) e artigos de desnitrificação como o de McKinney em 1962 (NARKIS; REBHUN, 1979).

Desde então, houve a consolidação dos processos de nitrificação e desnitrificação, abrindo margem para estudos de nitrificação e desnitrificação simultânea além dos descobrimentos do processo anammox que começaram por volta de 1990 (VAN DE GRAAF *et al.*, 1995).

#### 3.1 NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO

O grupo de microrganismos mais conhecido responsáveis pela oxidação da amônia são as *Nitrosomonas*, e da oxidação do nitrito são as *Nitrobacter*. Respectivamente elas realizam as reações bioquímicas demonstradas pelas equações (3.1) e (3.2). Segundo as equações são necessários 4,57mg de oxigênio para oxidar a amônia a nitrato, sendo

3,43mg de O<sub>2</sub> para oxidar 1mg de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e 1,14mg de O<sub>2</sub> para oxidar 1mg de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (METCALF; EDDY, 2013).



O processo de desnitrificação possui diversos compostos intermediários apresentadas na equação (3.3), sendo fundamental nesta etapa que o ambiente esteja próximo ao anóxico, para que as bactérias utilizem do nitrato como fonte de receptor de elétrons e da matéria orgânica como doadoras de elétrons (METCALF; EDDY, 2013).



De modo geral, ambos os processos ocorrem em temperaturas mesofílicas, entre 20 a 30°C, e em pH neutro. O oxigênio dissolvido é o principal fator que favorece ou inibe os processos, sendo que a cinética das bactérias nitrificantes é favorecida em ambientes cujo OD é superior a 3 mg.L<sup>-1</sup> e as bactérias desnitrificantes necessitam de ambientes cujo OD é inferior a 1 mg.L<sup>-1</sup> (EPA, 1993; METCALF; EDDY, 2013).

As primeiras tecnologias que foram desenvolvidas para realizar a remoção de nitrogênio utilizaram de sistemas de bateladas ou reatores contínuos que possuíam no mínimo duas unidades reacionais, uma para nitrificação e outra para desnitrificação, havendo a necessidade de adicionar doadores de elétrons na fase de desnitrificação, ou realizando diversas recirculações entre as unidades (SATTAYATEWA *et al.*, 2009). Outra solução foi a implantação de biodiscos, que fornecem leito fixo e submetem as bactérias a um ambiente aeróbio e anóxico/anaeróbio. No geral estes sistemas necessitam de grande gasto energético, tanques de decantação e contínua manutenção (BINTANJA *et al.*, 1976).

Além destas duas rotas principais de nitrificação e desnitrificação, existem bactérias que realizam nitrificação heterotrófica, desnitrificação aeróbia (HE *et al.*, 2016) e bactérias que realizam desnitrificação autotrófica

utilizando amônia (Anammox) e compostos reduzidos do enxofre como doadores de elétrons (ZHANG *et al.*, 2017). As bactérias Anammox são encontradas com maior frequência em reatores com nitrificação e desnitrificação, pois com a formação de flocos e principalmente devido a formação de biofilme em leito fixo empacotado, consegue-se obter um meio anóxico apropriado com amônia disponível e baixas concentrações de nitrito (MA *et al.*, 2016).

Com o avanço dos estudos e promovendo o avanço das tecnologias, tem-se buscado reatores biológicos que desenvolvem processos bioquímicos mais complexos, que proporcionam em um único reator o desenvolvimento e atuação de uma maior biodiversidade microbiana. Assim, consegue-se realizar diferentes rotas bioquímicas em uma única célula reacional, trazendo vantagens quanto a economia de espaço, energia e obtendo maiores eficiências. Entre as diversas frentes de estudo quanto a remoção de nitrogênio, pode-se destacar os sistemas, OLAND, Anammox, CANON e reatores com leito estruturado como o SBRRIA. Uma das principais inovações destes sistemas é utilizar da aeração intermitente ou utilizar de controladores de OD para atingir máxima eficiência e promover os processos de nitrificação e desnitrificação simultaneamente (SUN *et al.*, 2017).

### 3.2 NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO SIMULTÂNEAS

A nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) - ou sua sigla em inglês: SND - é o processo cuja nitrificação e desnitrificação ocorrem paralelamente em um único reator. Tal processo pode ocorrer por dois fenômenos: o físico e biológico. O aspecto físico é explicado pelo gradiente de oxigênio dissolvido em um biofilme, cujo centro torna-se anóxico ou anaeróbio devido o consumo de oxigênio pela camada superficial, tornando-se possível em um único sistema regiões aeróbias e anóxicas (MUNCH *et al.*, 1996). O fator biológico pode ser explicado através da diversidade microbiana, cujo conjunto de bactérias realizam a nitrificação heterotrófica

enquanto outros microrganismos realizam a desnitrificação aeróbia, sendo estas rotas diferentes dos processos bioquímicos convencionais (LI *et al.*, 2015).

É possível também proporcionar a NDS a partir do controle operacional de reator. A principal característica dos reatores de NDS são os controles dos períodos de aeração, realizando aeração de forma intermitente, garantindo períodos aeróbios e períodos anóxicos. Deste modo, os gastos com aeração são menores e promove-se uma etapa anóxica no processo, viabilizando a desnitrificação na mesma unidade (OSADA *et al.*, 1991; YOSHIDA; HIRATA, 1981).

Osada *et al.* (1991) realizaram experimentos comparando a operação de aeração contínua com a aeração intermitente com ciclos alternados de uma hora aerado e uma hora sem aeração, e ciclos de três horas e meia. A remoção de nitrogênio e fósforo para ambos os ciclos com aeração intermitente foram superiores a aeração contínua. Foi observado que a concentração de oxigênio dissolvido diminuía a zero caracterizando um ambiente anóxico durante as fases não aeradas e a concentração de OD durante o período de aeração atingia valores acima de 5mg.L<sup>-1</sup>.

Estudos recentes continuam a explorar este tema, como o artigo de Bhatia *et al.* (2017), que estudou as eficiências de diferentes tempos de aeração e a diversidade microbiana em um reator de lodos ativados com filmes fixos integrados. Cada uma das três fases foi operada por 16 dias e possuíam os seguintes ciclos de aeração/não aerado: 2,5h/0,5h; 2h/1h; 1,5h/1h. Os resultados foram melhores para o primeiro ciclo de 2,5h/0,5h, com eficiências de remoção de DBO, Nitrogênio total (NT) e fósforo total (FT) nas seguintes porcentagens: 92,3%, 77,8% e 80,4%. Foi também nesta fase na qual foi identificada maior diversidade microbiana.

Cao *et al.* (2017) realizou experimentos e estabeleceu um ciclo de aeração de 10 horas e não aerado de 2h, porém fixou a concentração de oxigênio dissolvido no meio durante as 10 horas. O melhor resultado obtido foi com OD fixado em 2,5 mg/L. As eficiências de remoção foram de 92,43%, 83,73% para DQO e NT, respectivamente.



Outro tema que vem sendo muito estudado é a presença de processos Anammox em reatores com aeração intermitente. Devido aos ciclos de aeração, há um maior contato do composto intermediário nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) com o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), que são os principais substratos para esta reação. Autores estão chamando este processo de *simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification* (SNAD) (SANTOS *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2016; YANG *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2017).

Dentre os trabalhos avaliados sobre a aeração intermitente, é interessante observar os resultados obtidos anteriormente para o reator que foi alvo deste trabalho.

### 3.3 EVOLUÇÃO NA UTILIZAÇÃO DE REATORES DE LEITO ESTRUTURADO COM RECIRCULAÇÃO E AERAÇÃO INTERMITENTE (SBRRIA)

Os primeiros autores a utilizar esta configuração de reator com leito estruturado com recirculação e aeração intermitente foi Moura *et al.* (2012). Neste trabalho foi utilizado esgoto sanitário sintético como afluente e observou-se os resultados variando-se o tempo de detenção hidráulico (TDH). Foram realizados ensaios com 12, 10 e 8 horas. O reator foi operado com razão de recirculação igual a 5 e o ciclo de aeração foi de 2h aerado e 1h não aerado. Observou-se que o reator conseguiu realizar de forma simultânea a remoção de DQO e nitrogênio. A remoção de DQO manteve-se alta nas três configurações de operação e variou entre 85 e 89%. A remoção de nitrogênio foi de  $82 \pm 6\%$  para o TDH de 12 horas e foi instável quando o TDH foi reduzido para 10 e 8 horas, obtendo valores respectivos de  $49 \pm 17$  e  $45 \pm 12\%$ .

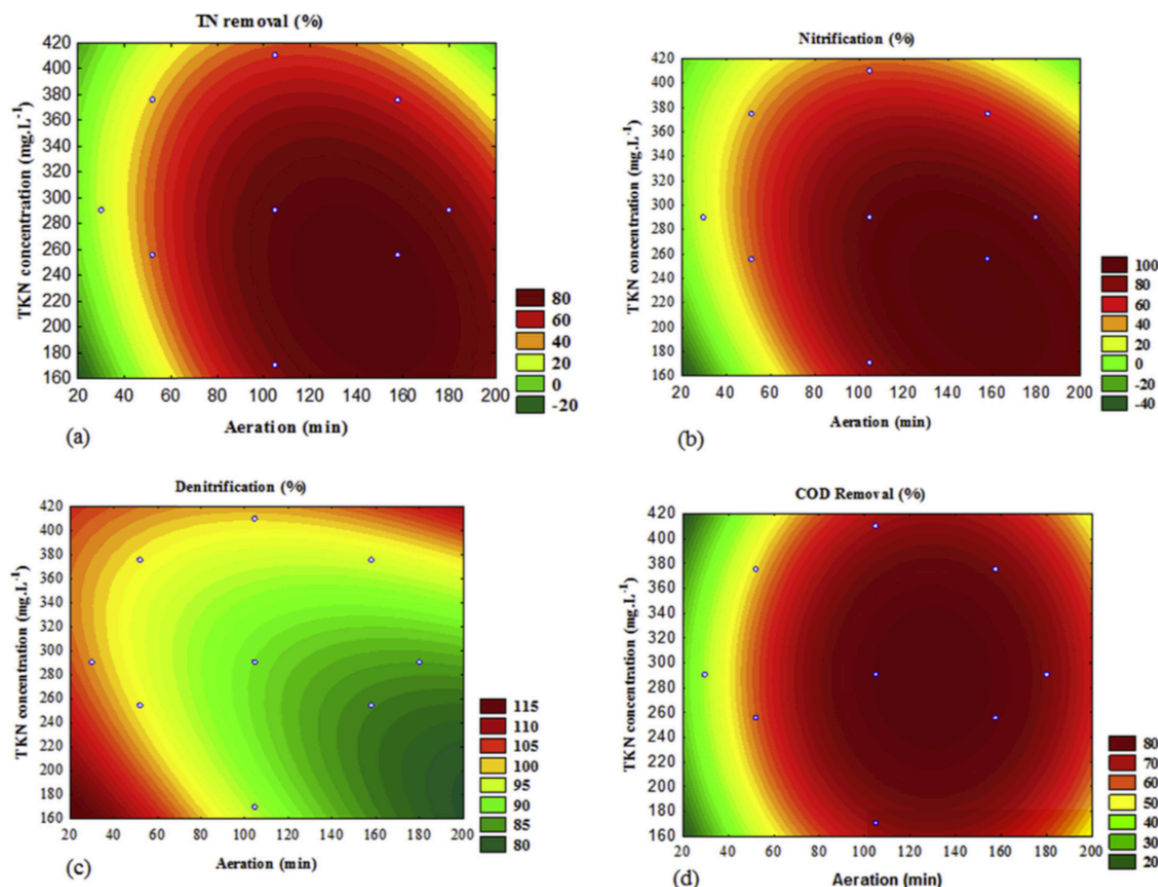
Barana *et al.* (2013) estudaram o efeito do tempo de aeração para o tratamento de efluente de abatedouro após tratamento anaeróbio (UASB). O reator foi operado com TDH de 24 horas e razão recirculação igual a 6. Barana *et al.* (2013) utilizou 6 diferentes ciclos de aeração (tempo aerado/tempo não aerado): 6/0, 4/2, 2/1, 1,5/1,5 e 1/2h. A eficiência de

remoção de DQO permaneceu acima de 88% para todas as configurações. A nitrificação observada foi acima de 90%, porém a remoção de nitrogênio variou entre 8 e 62%. A melhor fase observada foi durante o ciclo de aeração de 1 hora aerado e 2 horas não aerado (anóxico). A pior fase em relação a remoção de nitrogênio foi a que foi submetida a aeração contínua. Ao final da operação de 131 dias foi constatado a presença de bactérias que realizam Anammox.

Wosiack *et al.* (2015) utilizou o SBRRIA para realizar tratamento de indústria de comida animal. Foi estabelecido um TDH igual a 24 horas e razão de recirculação de 3 vezes. Em seu trabalho variou-se a concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) aplicado e o tempo de aeração (sendo que o ciclo completo foi sempre igual a 3 horas). Os níveis das variáveis estudadas foram estabelecidos a partir de um planejamento experimental (DCCR). Ajustou-se um modelo de forma que foram aceitos os fatores com significância acima de 95%. A análise de variância dos modelos ajustados para eficiência de remoção de DQO, nitrificação, desnitrificação e remoção total de nitrogênio apresentaram  $R^2$  entre 0,75 e 0,79, porém as hipóteses de falta de ajuste também foram aceitas, exceto para o modelo de desnitrificação. Os coeficientes lineares e quadrático mostraram ser significantes. Obteve-se curvas comportamentos interessantes a partir dos dados obtidos, apresentados na Figura 3.1.

A nitrificação foi beneficiada para menores concentrações de NTK e com maiores tempo de aeração. Por outro lado estas configurações mostraram obter as piores eficiências de desnitrificação, mesmo sendo elevadas acima de 80%. Desta forma observa-se uma faixa ótima para remoção de nitrogênio com relação as concentrações de NTK e tempo de aeração, sendo próximo a uma concentração de 255 mg-NTK.L<sup>-1</sup> e tempo de aeração igual a 158 minutos (2 horas e 38min) e período anóxico igual a 22 minutos. A remoção de DQO e eficiência de nitrificação mostraram ser afetadas quando o tempo de aeração foi menor que 1hora e quando a concentração de NTK foi de 375mg.L<sup>-1</sup>, faltando oxigênio para degradar a matéria orgânica e nitrificar a amônia.

Figura 3.1 - Curva de resposta que mostram o efeito da concentração de TKN (eixo y) e tempo de aeração (eixo x) para as eficiências de (a) remoção de nitrogênio total, (b) nitrificação, (c) desnitrificação e (d) remoção de DQO.



Fonte: Wosiack *et al.* (2013, p. 149).

Santos *et al.* (2016) aplicou diferentes razões de DQO/N e dois tipos de fonte de carbono, peptona de carne e sacarose. As razões de DQO/N analisadas variaram de 9,7 a 2,9, variando-se as concentrações de nitrogênio e mantendo a concentração de carbono fixa. Foi estabelecido o tempo de aeração igual a 2 aerada e 1 hora não aerada, TDH de 11,2 horas e razão de recirculação igual a 5. Foi observado que o SBRRIA obteve elevada eficiência simultânea de remoção de DQO e nitrogênio. As etapas de nitrificação, desnitrificação e Anammox ocorreram de forma simultânea com a aeração intermitente. As melhores eficiências foram obtidas quando a razão DQO/N estava reduzida a 2,9, surpreendentemente, apresentando valores de 97% e 84% respectivos a remoção de DQO e a remoção de nitrogênio. Nesta razão há baixa disponibilidade de matéria orgânica para realizar a desnitrificação heterogênea, demonstrando a eficiência do processo

Anammox durante esta etapa, que utiliza o nitrito para oxidar a amônia em baixas concentrações de oxigênio.

Realizando um experimento com tratamento de esgoto sanitário real, Moura *et al.* (2018a), manteve fixa a recirculação igual a 3, variou o TDH do reator de 12 a 8 horas e utilizou o ciclo de aeração igual a 2h aerada/1h não aerado e 3h aerada/1h não aerada. As eficiências de remoção de DQO permaneceram entre 89% e 93% durante todo o experimento, a eficiência de remoção de nitrogênio total obteve valores próximo a 80% para TDH de 12 e 10 horas com aeração 2h/1h e com o TDH de 8 horas e ciclos de aeração correspondente a 3h/1h não aerado. A eficiência de remoção de nitrogênio para TDH de 8 horas com ciclo de 2h/1h obteve uma eficiência menor igual a 69%. Neste trabalho realizou-se o perfil temporal durante um ciclo completo e observou-se que a concentração de compostos de nitrito, nitrato e amônia permaneceram constantes, não havendo acúmulo entre as fases de aeração e não aeração. Moura *et al.* (2018) também avaliou as taxonomias presente no SBRRIA, a partir do sequenciamento parcial do gene rRNA na região 16S. Foi verificado que as espumas de poliuretano proporcionaram um ambiente estratificado que promoveu o desenvolvimento de uma complexa comunidade bacteriana tanto na parte interna como na parte externa da espuma.

Silva *et al.* (2018) utilizou o SBRRIA para tratar o efluente de UASB que recebia esgoto real. O TDH aplicado foi de 12 horas para o SBRRIA, com razão de recirculação de 3 vezes. Variou-se os tempos de aeração sendo tempo aerado/não aerado de 2/1; 1/1; 0,75/1,25; 1/2 e 1/3 horas. As eficiências de remoção de nitrogênio obtidas foram relativamente baixas com valores médios entre 16 a 29%, possuindo melhor fase quando o ciclo de aeração aplicado foi de 1/2 horas. Observou-se que a utilização do SBRRIA para tratar o efluente de UASB é uma boa alternativa para reduzir a demanda de alcalinidade, consumo de energia para aeração e facilita a gestão do lodo, uma vez que há pouca geração de lodo no SBRRIA.

Observa-se que os autores apresentados variaram TDH, razão DQO/N, razão de recirculação, fontes de carbono e utilizaram diversos tempos de aeração, porém não foi realizado nenhum estudo para otimizar o processo de

aeração variando-se a vazão de ar juntamente com o tempo aerado, podendo apresentar parâmetros mais otimizados, além da possibilidade de reduzir custos referentes ao consumo de energia.

### 3.4 ENSAIO HIDRODINÂMICO

Atualmente, diversos sistemas apresentam configurações inovadoras que mostram-se ser mais eficientes que modelos convencionais já estabelecidos na literatura. Realizar ensaios hidrodinâmicos destes reatores é fundamental para entender e conseguir observar como o fluxo de efluente se comporta dentro das unidades. Para conseguir determinar as características físicas do fluxo no reator, é inserido um componente traçador na alimentação e observa-se o comportamento desse traço na saída do reator. O material traçador deve ser um composto inerte e deve possuir características físicas parecidas com o afluente a ser tratado. A observação da concentração do traçador na saída através de sensores, como condutivímetro ou realizando a leitura em espectrofotômetro, pode caracterizar o tipo de mistura do reator e observar a presença de volumes mortos no reator e caminhos preferenciais. A modelagem das respostas obtidas auxilia a estabelecer as condições físicas do reator e com isto pode-se inserir parâmetro cinéticos de degradação ou geração (LEVENSPIEL, 1999).

Ensaio hidrodinâmicos podem ser realizados a partir de dois princípios. O ensaio em pulso, no qual insere-se um pulso do traçador na alimentação em curto intervalo de tempo, e o ensaio em degrau, na qual a alimentação contém uma concentração constante do material traçador. Em ambos os ensaios é observado o efluente do reator e geralmente realiza-se ensaios com duração equivalente a 3 vezes o TDH (LEVENSPIEL, 1999).

Levenspiel (1999) apresenta quatro modelos convencionais para descrever reatores. Classificando-os em pistonado com pequena dispersão, pistonado com grande dispersão, mistura completa (CSTR) e reator

equivalente a “n” reatores CSTR em sequência. Para conseguir comparar diferentes reatores, é possível normalizar os dados de concentração obtidos através da curva  $E(t)$  e normalizar o tempo em função do TDH.

As equações a seguir apresentam o equacionamento de Levenspiel (1999) para a normalização da concentração através da curva  $E$  (3.4), tempo de detenção hidráulico (3.5), curva  $E$  adimensional (3.6), tempo de detenção hidráulico adimensional (3.7), modelo de pequena dispersão (3.8), modelo de grande dispersão (3.9) e modelo para  $N$  reatores CSTR em série (3.10).

$$E_{(t)} = \frac{C_{(t)}}{\int C_{(t)} \times dt} \quad (3.4)$$

$$\bar{\theta}_h = \frac{\int t \times C_{(t)} \times dt}{\int C_{(t)} \times dt} \quad (3.5)$$

$$E_{\theta} = \bar{\theta}_h \times E_{(t)} \quad (3.6)$$

$$\theta = \frac{t}{\bar{\theta}_h} \quad (3.7)$$

$$E_{\theta} = \frac{1}{2 \times \sqrt{\pi \times \left(\frac{D}{u \times L}\right)}} \times e^{\frac{-(1-\theta)^2}{4 \times \left(\frac{D}{u \times L}\right)}} \quad (3.8)$$

$$E_{\theta} = \frac{1}{2 \times \sqrt{\pi \times \left(\frac{D}{u \times L}\right)}} \times e^{\frac{-(1-\theta)^2}{4 \times \theta \times \left(\frac{D}{u \times L}\right)}} \quad (3.9)$$

$$E_{\theta} = \frac{N \times (N \times \theta)^{N-1}}{(N-1)!} \times e^{-N \times \theta} \quad (3.10)$$

Sendo:

$E_{(t)}$  é a razão da concentração em um instante  $t$ ,

$C_{(t)}$  é a concentração da saída do reator em um tempo  $t$ ,

$\theta$  é o tempo de detenção hidráulica do reator,

$E_{\theta}$  é modelo para grandes ou pequenas dispersões,

$\frac{D}{u \times L}$  é o número de dispersão ajustado,

$D$  é o coeficiente de dispersão,

$L$  é o comprimento,

$u$  é a velocidade do fluido,

$N$  é o número equivalente de reatores CSTR em série.

Modelos hidrodinâmicos, além de auxiliar na classificação do grau de mistura, podem auxiliar na otimização de sistemas de aeração. Sánchez *et al.* (2018) realizou uma modelagem computacional para determinar a dinâmica do fluido em um sistema de lodos ativados. Foram testadas duas configurações do sistema de aeração e diferentes vazões de ar. Como resultado, foi possível atingir um mesmo nível de aeração reduzindo o consumo de energia em 14,5%.

Para o reator alvo deste trabalho (SBRRIA), Moura *et al.* (2018b) realizou o estudo hidrodinâmico através de ensaios do tipo pulso para 5 razões de recirculação, de 0 a 4, e para dois TDH, de 6 e 12 horas. A modelagem utilizada considerou que o reator comportava-se parte como pistonado e parte como mistura completa, obtendo os volumes respectivos como variáveis do modelo. Este modelo obtido por Levenspiel (2012) é utilizado considerando que o reator com elevada recirculação apresenta maior grau de mistura, não se enquadrando no modelos convencionais. As conclusões obtidas demonstram que há diferença no volume de mistura com a variação da recirculação. O volume de mistura obtido é menor sem recirculação, e com recirculação igual a 4 obteve-se 95% de mistura para o TDH de 6 horas. Porém as respostas obtidas para as recirculações de 1 a 3 não demonstraram mudanças significantes no volume da mistura. Desta forma Moura *et al.* (2018) sugere que pode-se utilizar uma recirculação igual a 1 para diminuir gastos com consumo de energia e evitar o transporte excessivo de oxigênio e compostos para dentro das estruturas de espuma. Entretanto, os autores não verificaram a influência da aeração no grau de mistura do reator, sendo então necessária esta avaliação.

## **4 EFEITO DA VAZÃO DE AR, TEMPO DE AERAÇÃO E DA RAZÃO DE RECIRCULAÇÃO NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE UM REATOR DE LEITO ESTRURUTADO (SBRRIA)**

### 4.1 INTRODUÇÃO

A legislação quanto ao lançamento de efluentes vem se restringindo com o avanço do conhecimento sobre o efeito dos seus componentes no meio ambiente. O avanço da tecnologia pelo viés da legislação e por buscar maiores eficiências com menor investimento econômico, proporciona o aprimoramento dos sistemas convencionais de tratamento de efluente (ALVES *et al.*, 2018).

Os sistemas de tratamento de efluentes convencionais, como lodos ativados, UASB e lagoas, atuam muito bem na remoção da DBO, porém não realizam de forma satisfatória a remoção de nutrientes (SPERLING, 2014).

Para conseguir atingir maiores eficiências na degradação de diversos compostos, novas concepções de reatores estão sendo estudadas. Dentre as possibilidades de concepção de reatores, encontra-se o reator de leito estruturado com aeração intermitente e recirculação do efluente, o SBRRIA (*Structured Bed Reactor with Recirculation and Intermittent Aeration*), que possui configuração com meio suporte, aeração intermitente e recirculação do efluente.

Este reator, quando comparado aos de sistema convencionais, apresentam vantagens por possuir apenas uma célula para reação, ser compacto, apresentar baixa produção de lodo, gerar menores gasto com aeração por ser intermitente e conseguir simultaneamente a remoção de DBO e nitrogênio. Porém, por se tratar de uma concepção muito recente de reator, diversos aspectos operacionais adotados pelos pesquisadores, até o momento, ainda não se encontram otimizados. Um desses aspectos é a razão de recirculação do efluente, que é um mecanismo para auxiliar na mistura do reator. Com o avanços da pesquisas, a razão de recirculação adotada tem



sido diminuída de 6 (BARANA *et al.*, 2013), para 5 (MOURA *et al.*, 2012; SANTOS *et al.*, 2016; WOSIACK *et al.*, 2015) e posteriormente para 3 (MOURA *et al.*, 2018a; SILVA *et al.*, 2018).

Ensaio hidrodinâmicos com a utilização de traçadores são ferramentas importantes para caracterizar o escoamento no interior dos reatores. Utilizando desta técnica, pode-se levar a otimização quanto a melhor razão de recirculação que promove a mesma intensidade de mistura. Para determinar este grau de mistura em um reator, Levenspiel (1999) apresenta modelos padrões para comparação de ensaios hidrodinâmicos para reatores pistonados e mistos, como modelos de pequena dispersão, grande dispersão e número de reatores em sequência. Além destes modelos convencionais, reatores podem apresentar características explicada por modelos de reatores compartimentados (LEVENSPIEL, 2012).

Para os reatores de leito estruturado, existe apenas um estudo (MOURA *et al.*, 2018b) que avaliou o efeito da razão de recirculação no grau de mistura do reator. Foi verificado que uma razão de recirculação superior a 3 não interfere significativamente no grau de mistura do reator. Entretanto, este estudo não levou em consideração a aeração, que pode favorecer a mistura no interior do reator. Desta forma as conclusões realizadas podem não ser suficientes para descrever a real zona de mistura.

Portanto, este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da recirculação, tempo de aeração e vazão de ar no comportamento hidráulico do reator utilizando um planejamento estatístico de delineamento composto central rotacional (DCCR).

## 4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

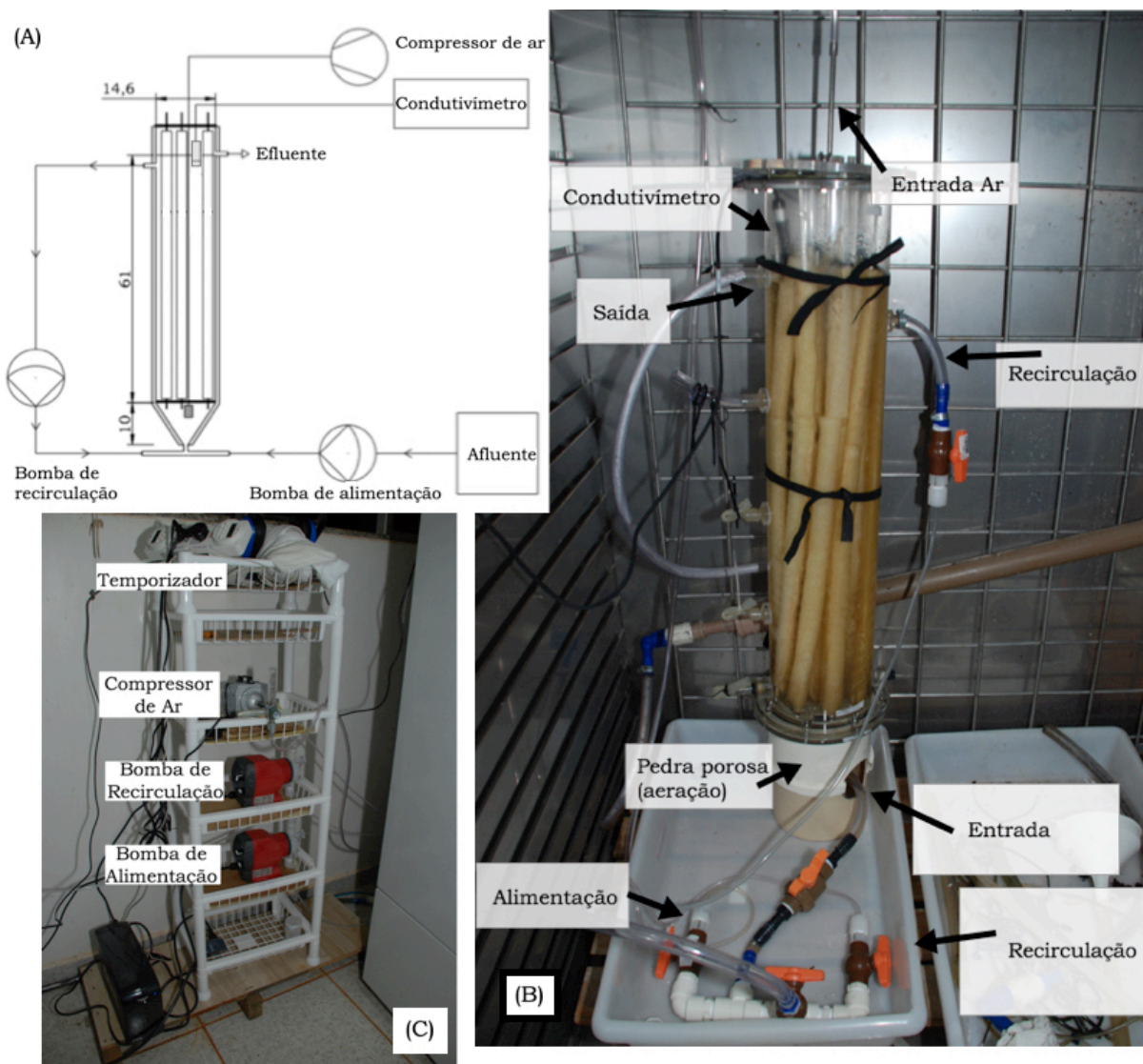
### 4.2.1 Reator de Leito Estruturado

O reator foi confeccionado em acrílico, de formato cilíndrico, com diâmetro interno de 14,6 cm, altura de 61 cm e uma base cônica. De forma que se tinha um volume físico de aproximadamente 10,8 L. O reator foi preenchido com material suporte composto por espuma de poliuretano. Essa espuma foi modelada em formato cilíndrico, com diâmetro médio de 2,5 cm e 65 cm de comprimento. Foram inseridos 13 cilindros de espuma de poliuretano no reator, sendo que cada cilindro possui uma haste no interior que foi utilizada para ser fixada na base e no topo do reator. A Figura 4.1 apresenta o sistema utilizado.

Apesar do reator possuir um volume de 10,8L, foram inseridos aproximadamente 3,8L de espumas no seu interior. As espumas conseguiam absorver água em seu interior e apresentaram capacidade de absorção próximo de 66% do seu volume. Neste caso o volume real de água no reator com as espumas foi de 9,5L, este foi o volume que foi utilizado nas comparações para os modelos de Levenspiel. Desta forma, considerando o volume total de líquido, tem-se que o reator possui uma porosidade de 83%.

A alimentação foi unificada com a recirculação e então entrava na base do reator. A saída estava localizada na parte superior a 71 cm da base. O sensor de condutividade da marca Vernier, modelo Go!Link, foi alocado próximo a saída na parte interna do reator.

Figura 4.1 - Sistema utilizado para o ensaio hidrodinâmico. (A) Esquema utilizado. (B) Imagem do sistema. (C) Organização das bombas e sondas.



Fonte: do autor.

#### 4.2.2 Procedimento Operacional

A vazão de alimentação foi adotada em  $(11,67 \pm 0,3)$   $\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$ , tal vazão gera um TDH teórico de  $13,6 \pm 0,4$  horas.

Os ensaios foram realizados com o reator dentro de uma câmara com temperatura constante de  $30^\circ\text{C}$ .

Optou-se por ensaio hidrodinâmico do tipo degrau e o traçador utilizado foi o sal de cozinha, sendo que a alimentação possuía uma concentração de  $5000\text{mg.L}^{-1}$ .

A duração de cada experimento foi de 30 horas, sendo que a coleta de condutividade pelo sensor foi dada numa frequência de 1 por minuto, totalizando 1800 pontos.

O ciclo de aeração/não aeração foi fixado em 3 horas. Portanto o tempo de aeração somado ao tempo de não aeração foi igual a 3 horas e se repetia sucessivamente durante os experimentos. Cada experimento iniciou-se com o período aerado. Maiores informações sobre cada experimento estão apresentadas no item 4.2.3.

A vazão de recirculação, dada pela razão de recirculação, a vazão de ar e o tempo de aeração foram variáveis independentes analisadas neste trabalho.

O tempo de aeração foi controlado por um timer, que ligava e desligava o compressor de ar. A vazão de ar foi ajustada por um fluxômetro instalado na saída do compressor de ar.

#### 4.2.3 Planejamento estatístico

As três variáveis independentes (fatores) do planejamento foram: ( $x_1$ ) tempo de aeração, ( $x_2$ ) vazão de ar e ( $x_3$ ) razão de recirculação.

Foi utilizado um delineamento experimental denominado Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), de acordo com o método estatístico apresentado por Rodrigues e Iemma (2014).

Foram realizados um total de 17 ensaios, feito de forma aleatória. Deste total, foram realizados 8 nos níveis +1 e -1 (fatorial), 6 ensaios nos pontos axiais níveis +1,68 e -1,68 e 3 repetições no ponto central (0,0,0). A Tabela 4.2 apresenta o delineamento descrito.

A análise dos resultados obtidos será realizada pela comparação entre os experimentos.

Tabela 4.1 - Intervalo de valores utilizados para cada fator.

	Fatores	Valor mínimo	Valor máximo	Unidade
x1	Tempo de aeração	0,5	3,0	horas
x2	Vazão de ar	2,5	7,0	L.min-1
x3	Razão de recirculação	0	5	

Fonte: do autor.

Tabela 4.2 - Condições operacionais do reator.

n° do Experimento (Exp)	Código do nível	Tempo de Aeração (h)	Vazão de ar (L.min <sup>-1</sup> )	Razão de Recirculação
1	(-1, -1, -1)	1,0	3,0	1
2	(1, -1, -1)	2,5	3,0	1
3	(-1, 1, -1)	1,0	6,0	1
4	(1, 1, -1)	2,5	6,0	1
5	(-1, -1, 1)	1,0	3,0	4
6	(1, -1, 1)	2,5	3,0	4
7	(-1, 1, 1)	1,0	6,0	4
8	(1, 1, 1)	2,5	6,0	4
9	(-1.68, 0, 0)	0,5	4,5	2,5
10	(1.68, 0, 0)	3,0	4,5	2,5
11	(0, -1.68, 0)	1,75	2,0	2,5
12	(0, 1,68, 0)	1,75	7,0	2,5
13	(0, 0, -1,68)	1,75	4,5	0
14	(0, 0, 1,68)	1,75	4,5	5
15	(0, 0, 0)	1,75	4,5	2,5
16	(0, 0, 0)	1,75	4,5	2,5
17	(0, 0, 0)	1,75	4,5	2,5

Fonte: do autor.

Além dos ensaios do planejamento experimental, foram realizados dois ensaios sem aeração e sem recirculação. O primeiro foi realizado sem biomassa, para determinar o comportamento do reator com o traçador utilizado e servir de comparação. O segundo ensaio foi realizado com a presença de biomassa após a operação do reator por 280 dias com esgoto sanitário sintético.

#### 4.2.4 Modelos de Levenspiel e Modelo Proposto

Levenspiel (1999) utiliza dos dados obtidos por um traçador em um experimento do tipo degrau para calcular a curva  $E(t)$  e relacionar com o tempo de detenção hidráulico através do conjunto de equações: Curva  $E(t)$  (3.4), tempo de detenção hidráulico (3.5), curva  $E$  adimensional (3.6), tempo adimensional (3.7), modelo de pequena dispersão (3.8), modelo de grande dispersão (3.9) e o modelo de  $N$  número de reatores (3.10).

Além dos modelos convencionais apresentados por Levenspiel (1999) para determinar tempo de detenção hidráulico e determinar o grau de mistura por número de reatores, foi proposto um novo modelo para melhor descrever os dados obtidos experimentalmente, uma vez que os modelos convencionais estabelecidos não contemplam a operação dos sistemas com aeração intermitente. Para isso, foi realizada uma junção do modelo de mistura completa (*CSTR*) com o modelo pistonado (*PFR*).

Para elaborar este modelo, observou-se o resultado experimental e foi utilizado como base que durante a aeração o reator comportou-se como mistura completa e, durante o período sem aeração o reator comportou-se como pistonado.

Desta forma, utilizou-se do balanço de massa de modo discreto para elaborar o modelo hipótese. Por se tratar de sal como elemento traçador, o balanço de massa teórico desconsiderou os termos de reação de degradação ou geração e foram excluídos os termos de adsorção, dispersão e difusão molecular. Obtendo assim a Equação (4.1).

$$M_{(t)} = (M_a - M_s) \times \Delta t + M_{(t-\Delta t)} \quad (4.1)$$

Sendo:

$M_{(t)}$  a massa total presente no reator em um tempo  $t$ ,

$M_a$  o fluxo de massa da alimentação que entra no sistema,

$M_s$  o fluxo de massa que sai do sistema,

$M_{(t-\Delta t)}$  a massa total presente no reator no momento anterior.

O fluxo de massa da alimentação foi mantido constante durante todo o experimento, sendo determinada pela Equação (4.2)

$$M_a = Q \times C_0 \quad (4.2)$$

Sendo:

$Q$  é a vazão,

$C_0$  é a concentração da alimentação.

O fluxo de massa da saída foi variável durante o experimento devido à variação da concentração. O fluxo de massa na saída se comportou de forma cíclica, que pode ser dividido em dois momentos distintos.

No primeiro momento, a aeração estava ligada e, pela teoria do CSTR, ocorreu mistura completa e a concentração de saída do reator foi igual ao do reator. De forma discreta e utilizando pequenos intervalos  $\Delta t$  de tempo, tem-se a Equação (4.3).

$$M_{s(t)} = \frac{M(t)}{V} \times Q \quad (4.3)$$

Sendo:

$V$  o volume do reator.

Como o reator começou com nenhuma massa do traçador no reator, para cada novo instante  $t$ , tem-se uma maior quantidade de massa saindo do reator.

O segundo momento, quando a aeração estava desligada, tem-se que a saída do elemento traçador do reator era constante e igual ao último momento do CSTR. Esta afirmação só é válida para os casos em que o tempo não aerado for menor que o TDH dentro do reator, provocado pela vazão de recirculação somada à vazão de alimentação, de acordo com a Equação (4.4).

$$\text{Tempo não aerado} < \frac{V}{Q_A + Q_R} \quad (4.4)$$

Sendo:

$Q_R$  é a vazão de recirculação

Durante este segundo momento, ambos os fluxos de massa que entraram e saíram do reator eram constantes. Porém o fluxo de massa que entrava era maior que o fluxo que saía do reator, desta forma, havia o acúmulo de massa no reator.

Após o término deste segundo momento, volta-se a ligar a aeração e repete-se o ciclo.

Com estes dois momentos detalhados, utilizou-se de recurso computacional para realizar a programação do modelo discretizado. Na sequência é apresentado o pseudocódigo da programação simplificado, que foi utilizado para determinar o modelo-proposto para os experimentos realizados.

As variáveis utilizadas foram:

$M$  é a massa dentro do reator,

$Ma$  é a massa que entrou no sistema durante um  $\Delta t$ ,

$Ms$  é a massa que saiu do sistema durante um  $\Delta t$ ,

$Q$  é a vazão de alimentação,

$V$  é o volume do reator,

$Cs$  é a concentração da saída,

$dt$  é o intervalo  $\Delta t$  adotado.

```
While {
  if (Aeração=On) {
     $M = Ma - Ms + M$ 
     $Ms = Q*(M/V)*dt$ 
  }
  if (Aeração=Off) {
     $M = Ma - Ms + M$ 
  }
   $Cs = (Ms/(Q*dt))$ 
}
```



## 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

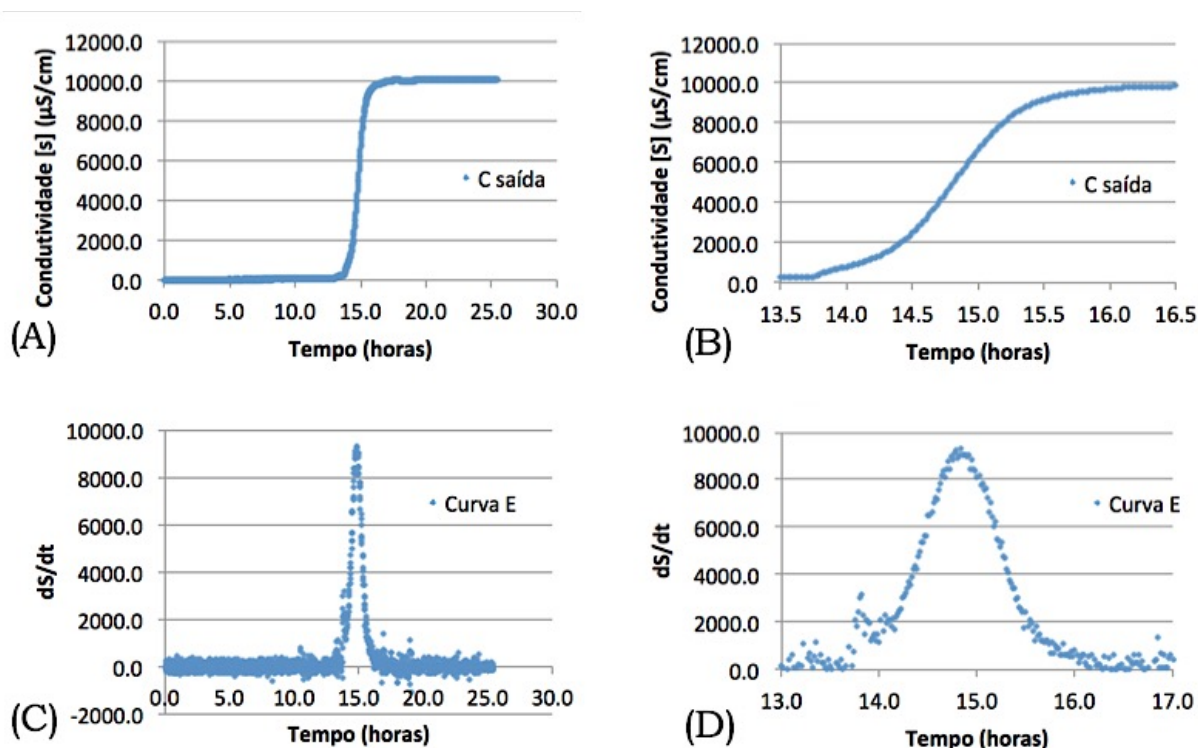
### 4.3.1 Avaliação do ensaio hidrodinâmico sem aeração

O primeiro ensaio realizado foi o teste de reator pistonado, sem aeração e sem recirculação. O ensaio foi realizado de acordo com a metodologia descrita. A Figura 4.2 demonstra o comportamento da condutividade obtido e a curva  $E(t)$ , derivada da condutividade pelo tempo.

Pela Figura 4.2-A e C é possível ver que o comportamento obtido foi do tipo pistonado. Pela Figura 4.2-B percebe-se que ocorreu uma pequena dispersão molecular do traçador utilizado formando uma curva durante o pico de sal com início em 13,5 horas e término em 16,5 horas.

O TDH obtido pelo ensaio hidrodinâmico (calculado), para esta vazão e sem biomassa, foi de 14,80 horas, resultando um volume útil calculado de 10,36L. Este volume calculado é maior do que o volume teórico definido de 9,5L. Entretanto, no volume calculado, pode haver interferências referentes a incerteza da vazão, além dos acréscimos de aproximadamente 200mL provenientes das mangueiras e conexões utilizadas na montagem do reator.

Figura 4.2 - Ensaio hidrodinâmico do tipo degrau sem aeração. (A) Condutividade obtida na saída. (B) Ampliação do eixo x da figura A. (C) Curva E(t) obtida para o ensaio realizado. (D) Ampliação do eixo x da figura C.



Fonte: do autor.

A partir dos dados obtidos, ajustou-se os modelos tradicionais de Levenspiel (1999) de pequena dispersão, grande dispersão e N número de reatores de mistura completa em série. Os modelos ajustados estão apresentados na Figura 4.3 e os coeficientes dos modelos obtidos estão apresentados na Tabela 4.3.

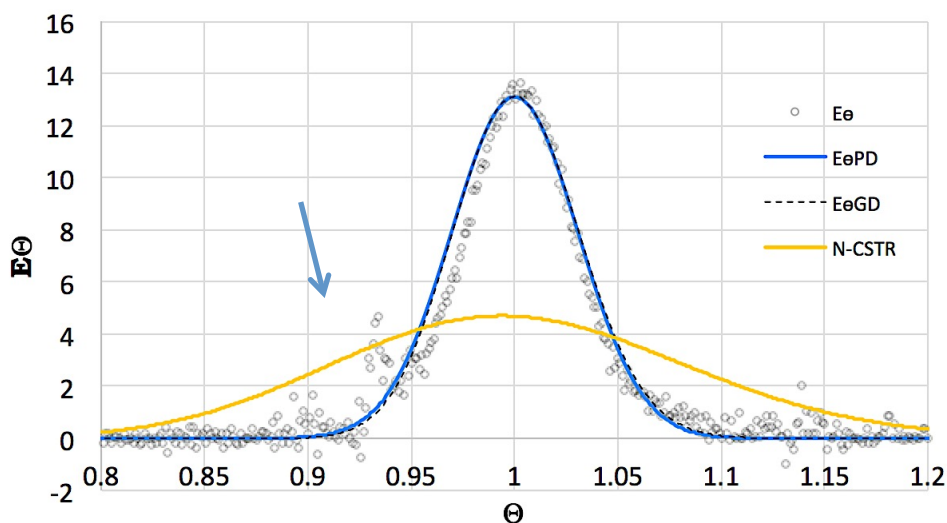
Tabela 4.3 - Coeficientes obtidos para o ajuste dos modelos de Levenspiel (1999).

Modelo	Coefficiente	Valor	SEQ
Pequena dispersão	d/u.L	0,0004644	281,3
Grande dispersão	d/u.L	0,0004624	281,7
N-CSTR	N	>138	<3178

Fonte: do autor.

Nota: SEQ = somatória dos erros quadráticos

Figura 4.3 - Ajuste dos modelos de Levenspiel (1999) para os dados obtidos.



Fonte: do autor.

Notas:  $E_{\theta}PD$  é o modelo de pequena dispersão;

$E_{\theta}GD$  é o modelo de grande dispersão;

N-CSTR é o modelo para “n” reatores de mistura em sequência.

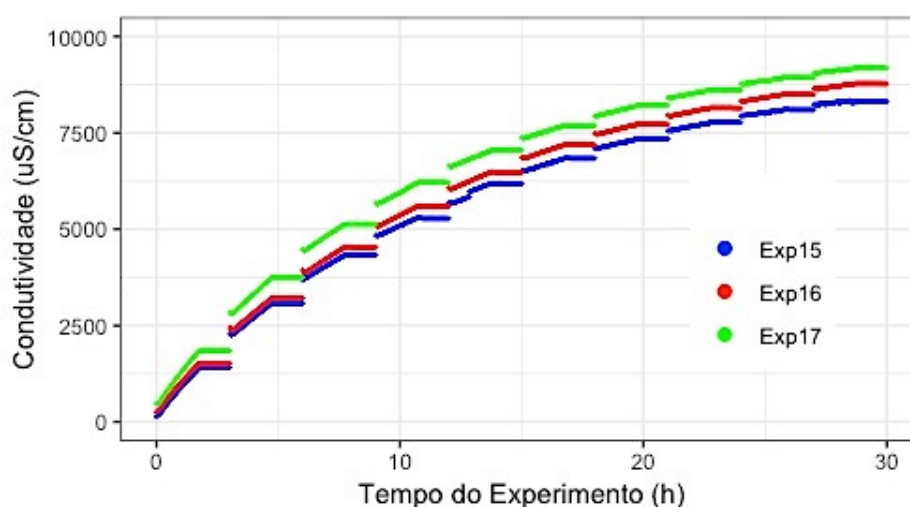
Com os valores dos coeficientes calculados, pode-se afirmar que a dispersão dentro do reator foi do tipo de “pequena dispersão” pois o coeficiente ajustado possui valor menor de 0,01 (LEVENSPIEL, 1999). Porém não se conseguiu calcular o número exato de reatores em sequência, pois a partir de  $140N$  o cálculo tornou-se dificultado. Tal fato condiz com o que Levenspiel (1999) sugere, que a partir de 50 reatores em série, deve-se utilizar os dados de pequena e grandes dispersões para caracterizar o tipo de escoamento e mistura.

Analisando a Figura 4.3, é possível detectar um pequeno pico que ocorreu próximo ao valor de 0,925 ( $\theta$ ). Tal acentuação na curva  $E$  pode determinar que exista um caminho preferencial de baixa intensidade, ou seja, uma certa concentração de sal chegou primeiro a saída, seguido do restante da pluma. Deve-se ressaltar que apesar deste distúrbio na curva, a mesma continua apresentando um pico central consistente e isométrico. Este pequeno distúrbio pode estar relacionado com a diferença de velocidade do líquido dentro e fora da espuma. Como não foram feitas outras réplicas deste ensaio, também pode-se considerar a hipótese de um erro pontual dos dados.

#### 4.3.2 Avaliação hidrodinâmica do tempo de aeração, vazão de ar e recirculação.

Prosseguindo para os experimentos do DCCR proposto, pode-se começar comparando as três repetições do ponto central, apresentada na Figura 4.4.

Figura 4.4 - Condutividade obtida para as três repetições centrais.



Fonte: do autor.

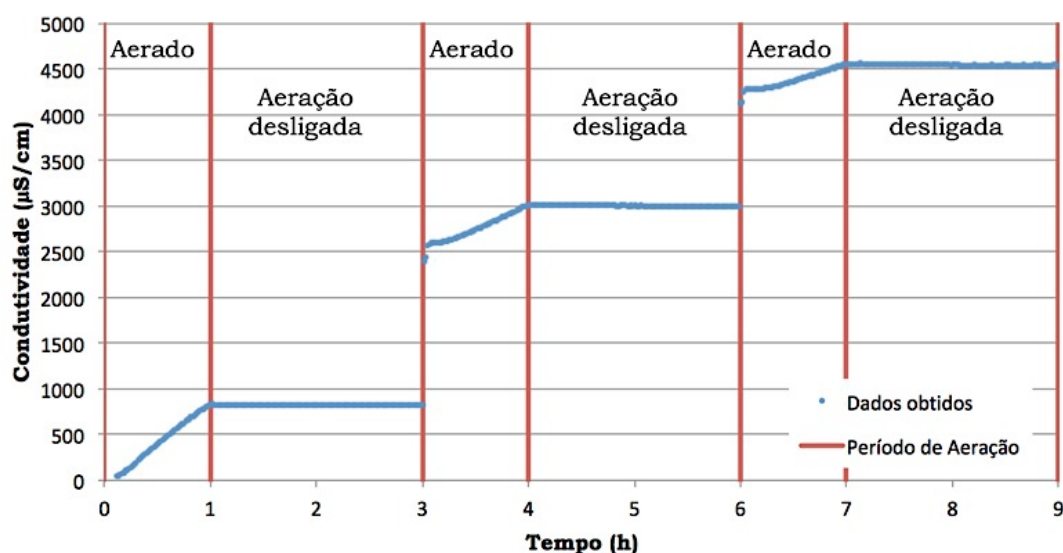
A partir da Figura 4.4 pode-se estabelecer três pontos importantes que serão necessários para a explicação dos próximos resultados e do modelo proposto para o reator. O primeiro ponto a ser analisado é que as três repetições do ponto central apresentaram o mesmo comportamento. Porém é possível observar ligeira diferença, a variação não ultrapassa a faixa de  $500\mu\text{S}/\text{cm}$  entre as médias no final do experimento. Tal explicação está relacionada ao erro atrelado a bomba de alimentação e ao condutivímetro. O erro do condutivímetro para a faixa final do experimento é de  $\pm 2\%$ , obtido através da curva de calibração, sendo próximo a  $\pm 200\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . O erro da alimentação observado foi de  $\pm 0,4\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$ , resultando em uma diferença de condutividade de  $\pm 1000\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  ao final do experimento.

O segundo ponto a ser analisado é o comportamento da resposta obtida do condutivímetro. A resposta forma uma curva com duas

características bem distintas, apresentando uma reta inclinada e uma reta na horizontal. Isso demonstra que durante um determinado período do experimento, a concentração de sal foi aumentando gradualmente e, em outro período, a concentração de sal na saída permaneceu constante.

Para explicar esta resposta, foram sobrepostos os dados de condutividade com o intervalo de aeração dos experimentos. A Figura 4.5 apresenta a sobreposição de dados para o experimento 3, tal comportamento foi obtido em todos os 17 experimentos do DCCR realizado.

Figura 4.5 - Comparação dos dados obtidos do Exp 3 com os ciclos de aeração.



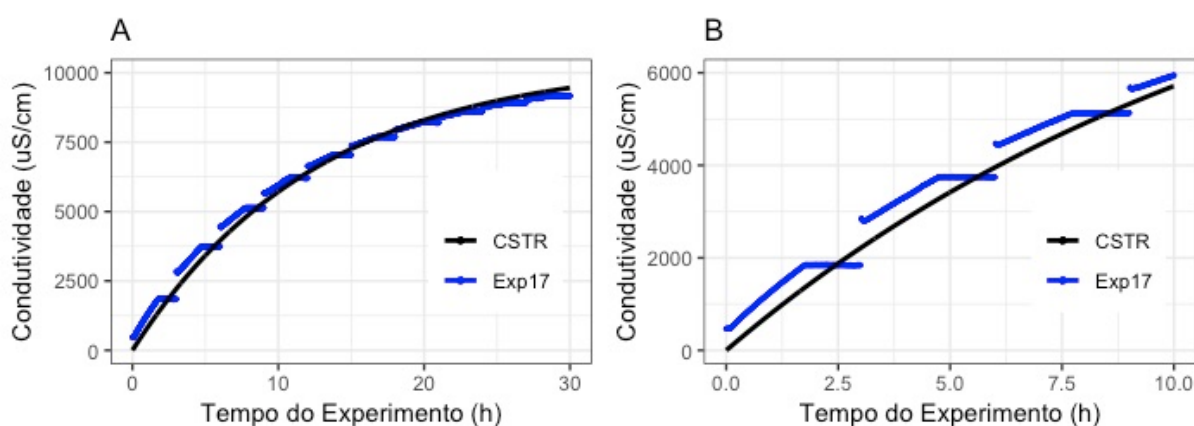
Fonte: do autor.

A Figura 4.5 mostra que os dois comportamentos distintos estão relacionados com o período de aeração. Percebe-se que durante o período de aeração houve o aumento gradual da condutividade na saída. Por outro lado, quando a aeração é desligada, a condutividade na saída permanece constante. Interessante ressaltar que mesmo no período de aeração desligada o reator continuou sendo alimentado de forma contínua e com recirculação.

Tal comportamento foi obtido para todos os 17 experimentos, mesmo com períodos de aeração diferente. A única diferença entre os 17 experimentos foi o intervalo de tempo em que houve esse aumento gradual ou a permanência do patamar constante da concentração na saída do reator.

O terceiro ponto que foi possível observar nos ensaios realizados foi a semelhança da curva obtida experimentalmente durante os períodos de aeração com a curva obtida de um reator de mistura completa ideal (na Figura 4.6). Para confirmar tal hipótese, foi calculado o modelo de CSTR a partir das variáveis utilizadas ( $Q$  e  $C_0$ ) e do TDH encontrado pela curva do ensaio PFR.

Figura 4.6 - Comparação da condutividade obtida com o modelo ideal de CSTR. (A) 30 horas do ensaio. (B) Ampliação de três ciclos de aeração.

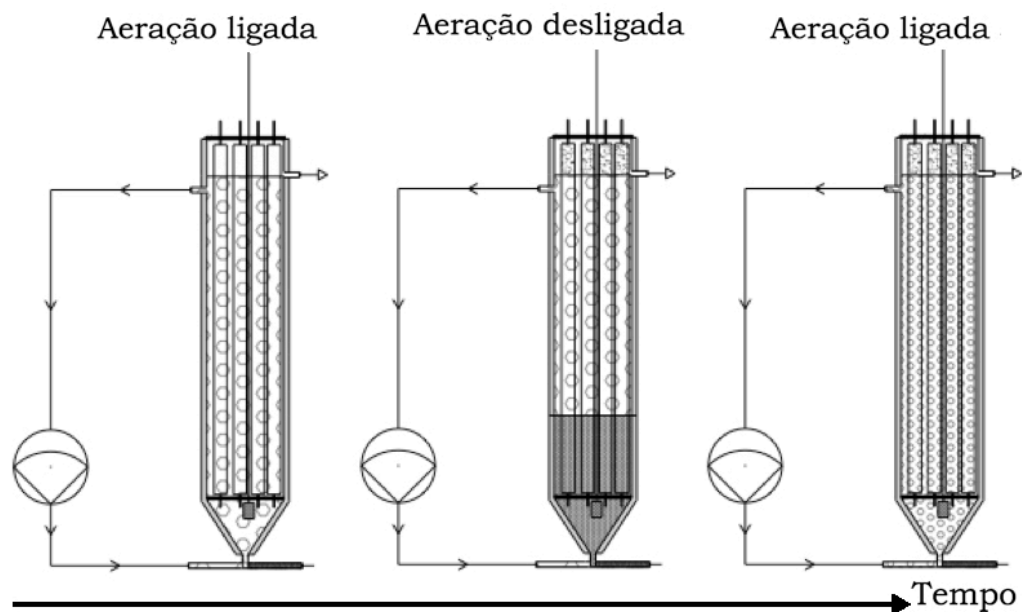


Fonte: do autor.

Observando a sobreposição da condutividade obtida com um modelo teórico de CSTR, pode-se perceber que existe uma correlação. Desta forma, é possível concluir que, durante o período de aeração, o escoamento do reator pode ser considerado semelhante ao escoamento de um reator de mistura completa (CSTR).

Porém o modelo de CSTR não explica a formação dos patamares observados nos dados obtidos. Sabendo-se que o reator sem aeração se comporta como um reator pistonado, identificou-se o comportamento do reator durante o período de aeração e não aeração, representado na Figura 4.7.

Figura 4.7 - Ilustração da hipótese do modelo hidrodinâmico com aeração intermitente.



Fonte: do autor.

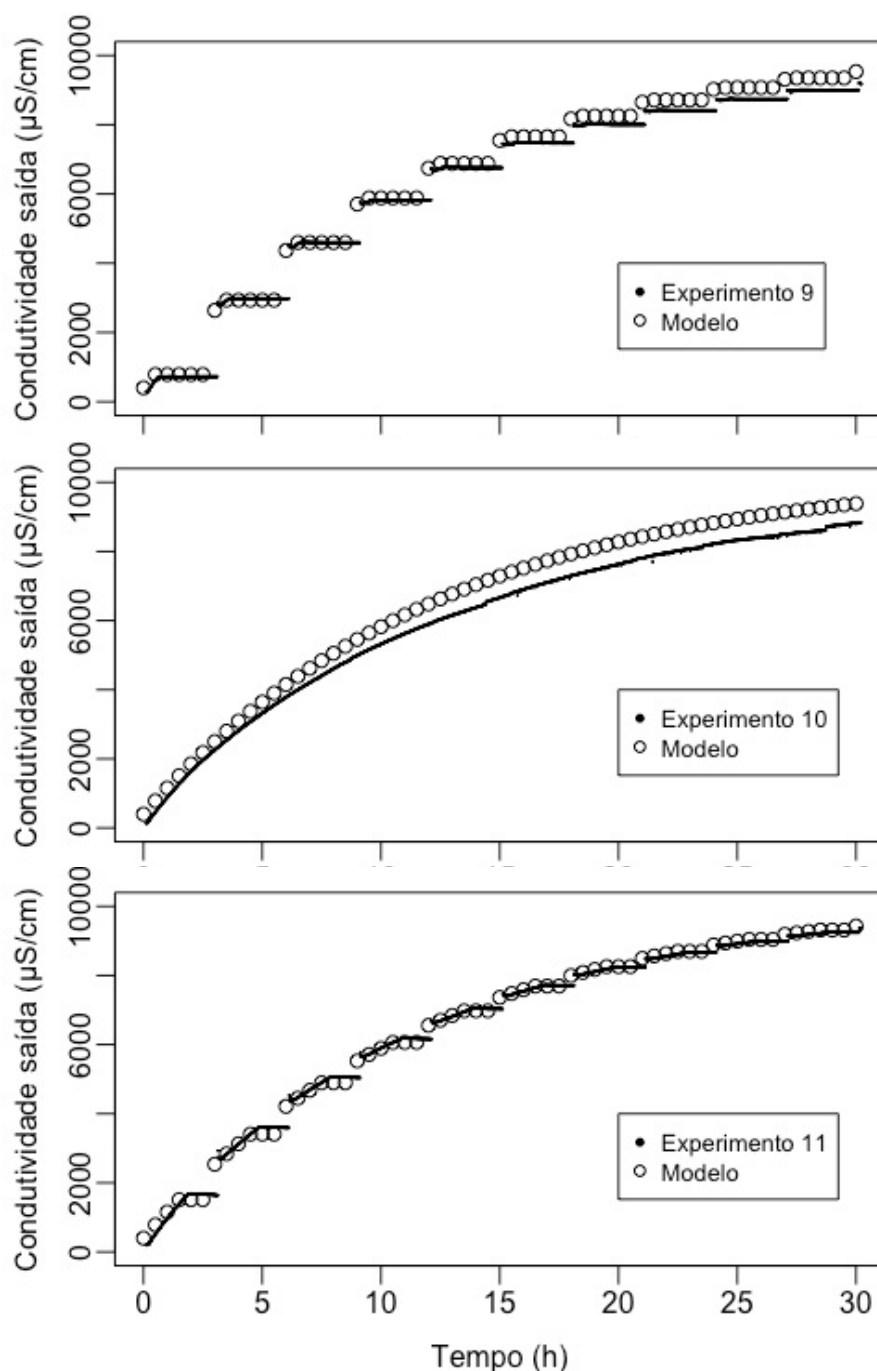
A ilustração apresentada na Figura 4.7 demonstra o comportamento do reator durante os ciclos de aeração intermitente. Deve-se notar que na base do reator possui uma entrada pela direita, de uma concentração  $C_0$ , que é misturada a uma concentração da recirculação pela esquerda. Durante o período não aerado, ocorre o acréscimo de sal na parte de baixo do reator, aumentando a concentração de sal no interior do reator apenas na região especificada na Figura 4.7 (aeração desligada). O aumento deste volume depende da vazão da alimentação e da vazão da recirculação, gerando-se um TDH\*. Como o TDH\* do reator é maior do que o tempo não aerado, mesmo com a maior recirculação adotada nos experimentos, a concentração de sal na saída do reator permanece constante e igual ao último instante do período aerado.

Devido a esta concentração de material na parte inferior, ocorre o salto de condutividade detectado quando a aeração é ligada novamente. Em um tempo menor que um minuto acontece a mistura desse sal no reator, fazendo com que o sistema volte a operar em regime de escoamento semelhante a mistura completa.

Utilizando do modelo proposto, apresentado na metodologia, e considerando as variáveis teóricas utilizadas, ou seja, vazão de entrada igual

a  $11,67\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$ , volume teórico do reator de  $9,5\text{L}$ , condutividade da alimentação igual a  $10300\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  e razão de recirculação teórica de cada experimento, realizou-se a comparação dos dados obtidos com o modelo gerado. Todos os gráficos gerados estão apresentados no Apêndice A. Para exemplificar estão apresentados os modelos gerados para os dados dos experimentos 9, 10 e 11 na Figura 4.8.

Figura 4.8 - Modelo gerado e dados obtidos para os experimentos 9, 10 e 11.



Fonte: do autor.



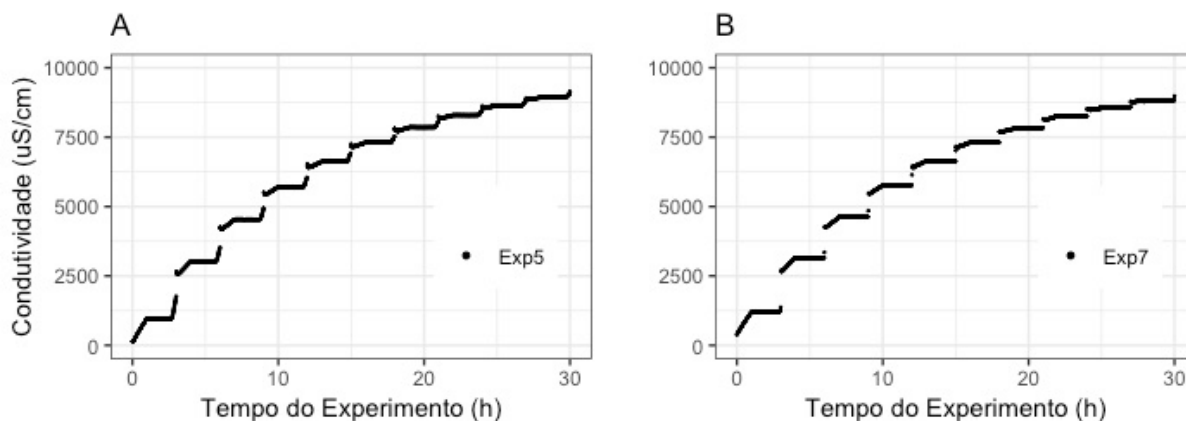
Pela comparação realizada na Figura 4.8, percebe-se que o modelo apresenta as mesmas características qualitativas dos dados obtidos. Ou seja apresenta ambos os comportamentos discutidos anteriormente, o aumento gradual da condutividade na saída do reator e o período constante quando a aeração está desligada. Analisando de forma qualitativa, percebe-se que com os valores teóricos utilizados, os dados gerados pelo modelo se aproximam ou sobrepõem os dados obtidos nos experimentos. Considerando ainda os possíveis erros padrões dos equipamentos, é possível afirmar que o modelo proposto satisfaz o comportamento dos dados obtidos.

O comportamento apresentado pelo modelo teórico gerado, poderia ser mais real caso houvesse a inserção do fator da dispersão molecular no reator durante o período não aerado. Este fator iria provocar a obtenção de caudas igual a observada durante o experimento do PFR realizado.

Um comportamento interessante do escoamento deste reator foi observado nos Exp 5 e 7, com tempo de aeração igual a 1 hora (período não aerado de 2 horas), vazão de ar de 3 e 6L.min<sup>-1</sup> respectivamente e razão de recirculação igual a 4. Nestes experimentos, observou-se um aumento da concentração de sal momentos antes da aeração ser ligada. Esse comportamento foi observado durante toda a duração dos experimentos (Figura 4.9).

O volume com maior concentração de sal que entrou no reator durante o período de não aeração chegou a 70% do volume do reator, sendo então iniciado o período de aeração e ocorrendo a mistura no reator. Apesar disto, foi observado um aumento acentuado na condutividade na saída do reator no final do período de não aeração. Esta detecção pode estar atrelada a posição do condutivímetro no interior do reator e devida a dispersão molecular e pela advecção.

Figura 4.9 - Dados do Exp n°5 (A) e 7 (B). Experimentos que se observou o surgimento de cauda antes de cada período de aeração.



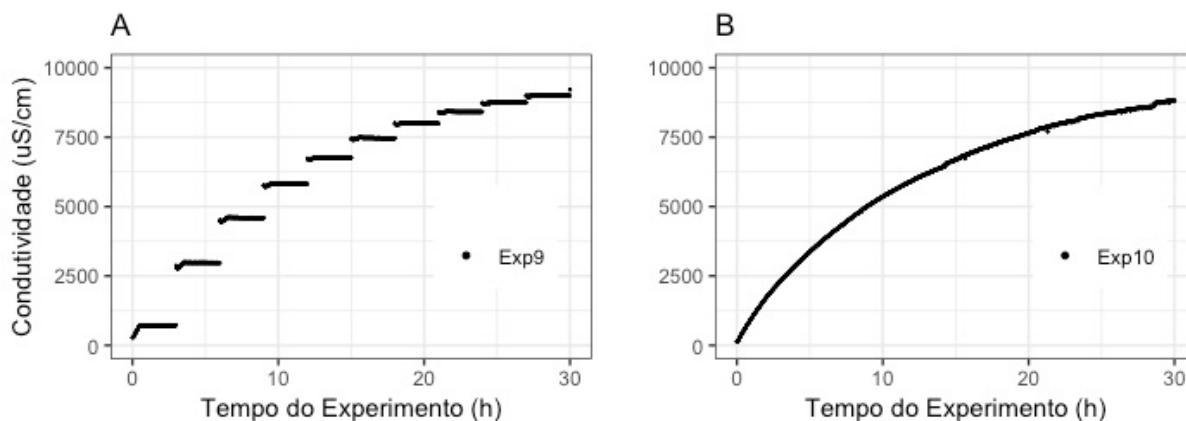
Fonte: do autor.

O nível de água no reator é definido pela posição da tubulação de saída do efluente. Entretanto, o sensor de condutividade estava submerso no líquido para realizar as medições de condutividade. Sendo assim, o sensor poderia estar localizado em um ponto mais próximo ao volume de sal acumulado durante o período de não aeração, sendo possível então detectar esse aumento da condutividade devido uma dispersão molecular. Outra provável hipótese é de que haja uma mistura mais acentuada com o aumento da recirculação dentro do reator, fugindo do reator pistonado ideal, podendo afetar a difusão e dispersão do sal no reator, conforme observado por Moura et al. (2018).

Afim de comparar a influência de cada fator sobre a curva obtida de condutividade, foram colocados lado a lado os experimentos com níveis axiais +1,68 e -1,68 para os três fatores analisados.

A primeira variável a ser comparada é o tempo de aeração, que apresentou maiores diferenças no comportamento da curva obtida. A Figura 4.10 apresenta os dois dados obtidos, sendo o Exp 9 o ponto -1,68 e o Exp 10 o ponto +1,68.

Figura 4.10 - Comparação dos pontos extremos de tempo de aeração. (A) Experimento 9. (B) Experimento 10.



Fonte: do autor.

Notas: Exp 9 ponto axial -1,68 para o tempo de aeração (0,5 horas),

Exp 10 ponto axial +1,68 para o tempo de aeração (3 hrs - aeração contínua).

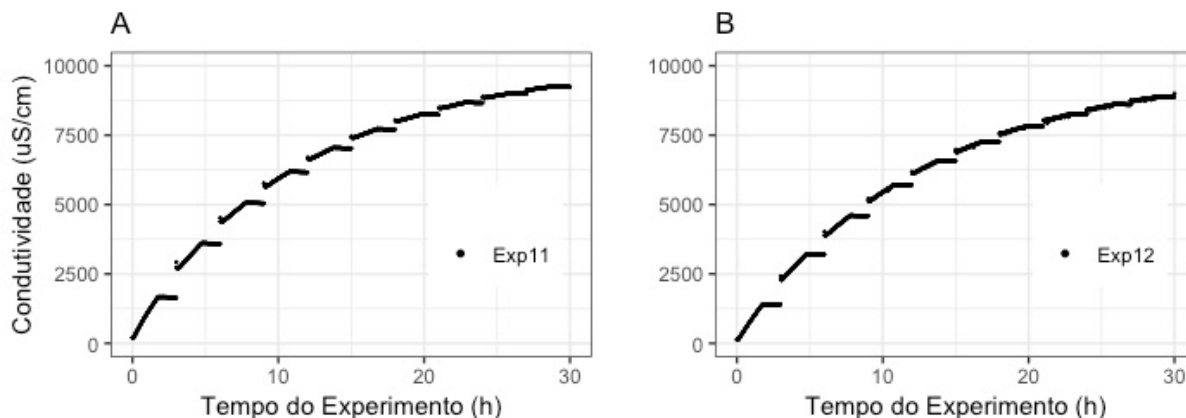
Pode-se observar que o Exp 10, possui tempo de aeração igual a 3 horas, ou seja, aeração constante. Desta forma o comportamento da curva é do tipo de mistura completa.

O Exp 9, apresenta longos tempos de saída constante devido a aeração apenas de 0,5 horas. Ou seja, durante 2,5 horas, o reator comporta-se próximo a um *PFR*, fazendo com que haja uma maior concentração na base do reator. Apesar do Exp 9 apresentar patamares constantes e estar sendo submetido a menores tempo de mistura, o dado de condutividade obtido na saída acompanha o padrão obtido pelo Exp 10.

Portanto, o tempo de aeração está ligado ao tempo de mistura do reator, podendo influenciar a transferência de massa para as bactérias de dentro da espuma.

A próxima comparação é quanto a vazão de ar. Experimentos 11 e 12, respectivamente pontos -1,68 ( $2\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ ) e +1,68 ( $7\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ ).

Figura 4.11 - Comparação dos pontos extremos de tempo de vazão de ar. (A) Experimento 11. (B) Experimento 12.



Fonte: do autor.

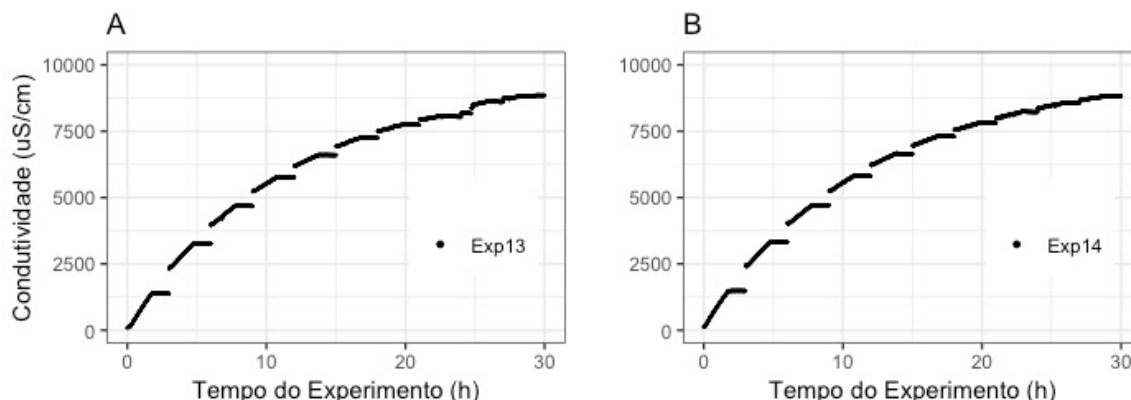
Notas: Exp 11 ponto axial -1,68 para a vazão de ar (2 L.min<sup>-1</sup>),

Exp 12 ponto axial +1,68 para a vazão de ar (7 L.min<sup>-1</sup>).

Pode-se observar a partir da Figura 4.11 que não há diferenças significativas entre as duas curvas obtidas. Porém deve-se ressaltar que os ensaios utilizaram apenas das características físicas intrínsecas do reator. E a vazão de ar é um fator determinante na operação do reator, quando levado em consideração o crescimento bacteriano e degradação de compostos. Portanto a conclusão para esta comparação é de que o reator apresenta as mesmas características de mistura na faixa estudada de vazão de ar, fornecendo mais dados para a discussão na fase de operação do reator. Durante a fase de operação, pode-se escolher vazões de ar menor para diminuir a concentração de OD na solução e mesmo assim não estaria comprometendo o grau de mistura do reator.

Por último comparou-se o efeito da recirculação na curva obtida de condutividade através dos experimentos 13 e 14, respectivamente -1,68 (razão igual a 0) e +1,68 (razão igual a 5).

Figura 4.12 - Comparação dos pontos extremos da recirculação. (A) Experimento 13. (B) Experimento 14.



Fonte: do autor.

Notas: Exp 13 ponto axial -1,68 para a razão de recirculação (0 - desligada),

Exp 14 ponto axial +1,68 para a razão de recirculação (5).

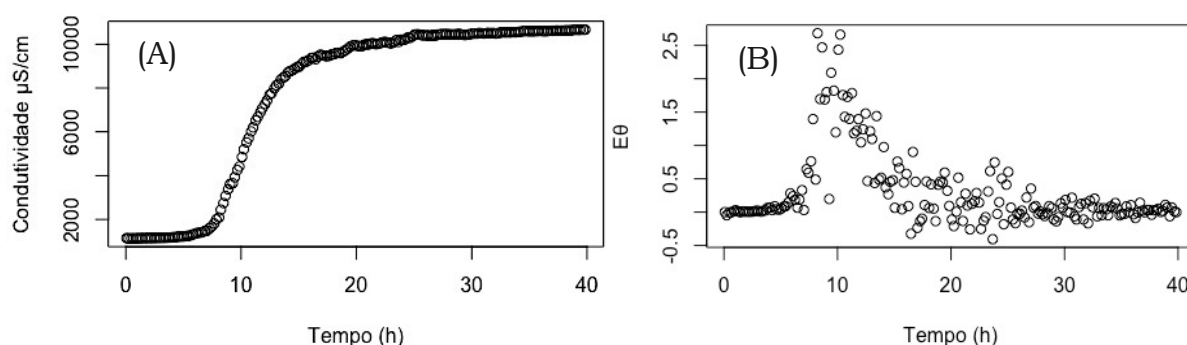
A Figura 4.12 apresenta a comparação dos pontos extremos de recirculação, e é possível notar que não houve diferença significativa na característica de mistura entre o reator sem recirculação com um reator com recirculação igual a 5. Este é um ponto importante, pois a recirculação é utilizada para promover maior mistura e aumentar a transferência de massa. Porém na faixa estudada e para esta configuração de reator, a recirculação não aparenta ser necessária. Tal ensaio demonstra que um avanço em relação as configurações adotadas pelos autores Moura *et al.* (2012), Barana *et al.* (2013), Wosiack *et al.* (2015), Santos *et al.* (2016), Moura *et al.* (2018a) e Silva *et al.* (2018), que utilizaram a recirculação com o intuito de manter uma maior mistura no sistema.

Desta forma pode-se concluir que a recirculação não demonstra ser necessária para realizar a mistura do reator e assim, economiza-se gastos de operação e instalação. Porém, é importante também realizar ensaios hidrodinâmicos com a presença de biomassa, pois ela pode influenciar nas respostas obtidas neste estudo. Deve-se também realizar o estudo da operação desta configuração de reator sem a recirculação e compará-la com autores que utilizaram da recirculação.

### 4.3.3 Avaliação hidrodinâmica com biomassa

Com este experimento hidrodinâmico foi possível perceber a diferença no escoamento sem a biomassa e com biomassa. Foi apresentado os dados obtidos na Figura 4.13-A e a curva derivada  $E_{\theta}$  na Figura 4.13-B.

Figura 4.13 - Experimento hidrodinâmico sem aeração e com biomassa aderida no meio suporte. (A) Dados obtidos de condutividade. (B) Curva  $E_{\theta}$  derivada a partir dos dados.



Fonte: do autor.

A partir da Figura 4.13, é possível perceber que o comportamento pistonado manteve-se, porém há a diferença em dois pontos: a dispersão foi maior e o pico foi antecipado com relação ao ensaio sem biomassa.

Com os resultados dos modelos, tem-se que o TDH obtido pelo modelo é de 12,43 horas, fornecendo um volume de mistura de 8,7L. Porém é possível observar que o pico da curva  $E_{\theta}$  foi próximo a 10 horas (com biomassa), ao invés de 14,8 horas (obtido sem biomassa). Desta forma, a operação do reator foi próxima ao TDH planejado, e com um volume de biomassa dentro do esperado.

Os modelos de Levenspiel (1999) para determinar os tipos de escoamento estão apresentados na Figura 4.14 e os resultados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Coeficientes obtidos de Levenspiel (1999) para o experimento hidrodinâmico com biomassa.

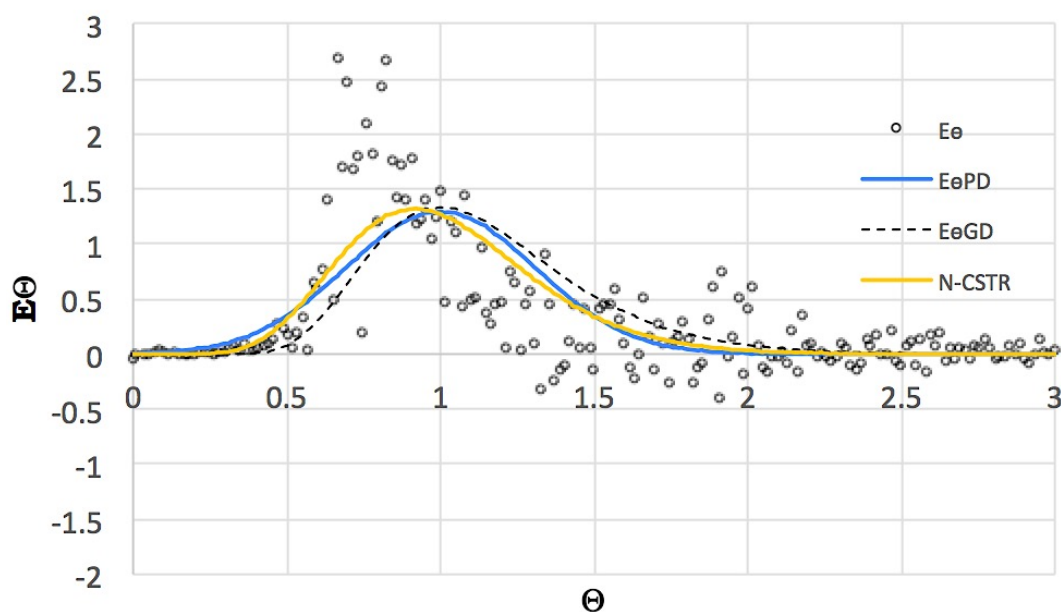
Modelo	Coeficiente	Valor	SEQ*
Pequena dispersão	d/u.L	0,04755	32,78
Grande dispersão	d/u.L	0,04479	38,81
N-CSTR	N	10	25,17

Fonte: do autor.

Notas: SEQ\* é a somatória dos erros quadráticos.

Analisando os resíduos dos modelos e aproximação com os dados obtidos, o modelo que melhor representa os dados é a curva do N-CSTR. Percebe-se que com biomassa, o número de N reatores diminuiu drasticamente, e os valores de dispersão aumentaram em 100 vezes aproximadamente. Percebe-se também que o pico está deslocado antes do  $\Theta$  igual a 1, sugerindo um caminho preferencial provavelmente por fora das espumas, quando estas estão com biomassa aderida. Tal fato não foi observado com os experimentos sem biomassa.

Figura 4.14 - Modelos de Levenspiel (1999) ajustados para o experimento com biomassa.



Fonte: do autor.

#### 4.4 CONCLUSÕES

Com a realização do ensaio hidrodinâmico para o reator de leito estruturado com aeração intermitente utilizando sal como traçador, pôde-se estudar as variáveis de: tempo de aeração, vazão de ar e recirculação. A partir dos resultados obteve-se as conclusões pontuais:

1) A característica hidrodinâmica do reator quando não aerado e sem recirculação apresenta comportamento de um reator pistonado (*Plug-flow Reactor*) descrito pelo modelo de pequena dispersão.

2) Durante a fase de aeração o comportamento hidrodinâmico do reator foi semelhante a um reator de mistura completa (*Completely Stirred Tank Reactor*).

3) O modelo proposto satisfaz o comportamento observado e pode ser futuramente utilizado para a implementação da cinética.

4) A vazão de ar e a recirculação não demonstraram diferenças significativas na característica de mistura do reator na configuração adotada.

A principal consideração é de que se deve realizar um estudo sem a recirculação para determinar se ela é ou não fundamental na operação do reator, uma vez que para o ensaio hidrodinâmico a recirculação não apresentou ser necessária para garantir mistura no reator. Sendo assim, trata-se de uma conclusão inovadora em relação a outros autores, que definiram como essencial o uso de recirculação para garantir uma mistura no interior do reator SBRRIA.



## **5 OTIMIZAÇÃO DA VAZÃO DE AR E DOS CICLOS DE AERAÇÃO INTERMITENTE EM UMA NOVA CONFIGURAÇÃO DE REATOR DE LEITO ESTRUTURADO VISANDO A REMOÇÃO SIMULTÂNEA DE CARBONO E NITROGÊNIO**

### 5.1 INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes *in natura* em corpos hídricos deteriora a qualidade da água, afeta o equilíbrio biológico do ecossistema e intensifica problemas de saúde para a população que utiliza desta água. O esgoto sanitário é um efluente que deve possuir tratamento para atingir e se enquadrar em parâmetros estabelecidos pela legislação brasileira, como a concentração de matéria orgânica, coliformes termotolerantes e nutrientes como nitrogênio e fósforo, entre outros.

Os sistemas convencionais utilizados em países em desenvolvimento para o tratamento de esgoto são principalmente UASB e lodos ativados. Tais sistemas não realizam a remoção de nitrogênio da água residuária. Para o sistema UASB, o nitrogênio continua presente em forma amoniacal e, para o sistema de lodos ativados o nitrogênio pode permanecer na forma amoniacal ou ser levado a forma de nitrato, sendo apenas uma parcela deste nitrogênio utilizada para o metabolismo celular (crescimento). Para realizar a remoção de nitrogênio do efluente nestes sistemas, deve-se implantar novas unidades que realizam o pós tratamento, secundário ou terciário (SPERLING, 2014).

A remoção de nitrogênio, em particular, ocorre de maneira mais simples pela nitrificação e desnitrificação. A reação de nitrificação leva o nitrogênio na forma de amônia até a forma de nitrato, ocorre preferencialmente em OD acima de  $2\text{mg.L}^{-1}$  e consome alcalinidade (METCALF; EDDY, 2013). Por outro lado, a desnitrificação reduz o nitrato até  $\text{N}_2$ , possuindo faixa ótima em ambientes com OD abaixo de  $1\text{mg.L}^{-1}$  ou ambiente anóxico, necessitando de uma fonte de doadores de elétrons. Pelo

fato destas duas reações ocorrerem em condições opostas, a realização destas duas reações em um único reator é dificultada (ALVES *et al.*, 2018).

Por este motivo a variável concentração de OD é fundamental para otimizar o processo. A concentração de OD está diretamente associada à vazão de ar aplicada ao reator e aos períodos de aeração no caso de reatores com aeração intermitente (CAO *et al.*, 2002). Novas tecnologias estão sendo estudadas, sendo que muitas delas estão trabalhando com a inserção de leito estruturado ou membranas para obter uma maior retenção de biomassa no reator juntamente com a aplicação de aeração intermitente na operação, proporcionando a nitrificação e desnitrificação simultânea (BHATIA *et al.*, 2017; CAO *et al.*, 2017; GARCÍA-RUIZ *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2016). Entre elas, o reator de leito estruturado com aeração intermitente mostra-se promissor, uma vez que o sistema promove a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio em uma única unidade reacional, obtendo altas eficiências, com baixa geração de lodo (SILVA *et al.*, 2018). Diversos autores utilizaram este sistema para tratar diferentes águas residuária, como tratamento de: esgoto sanitário sintético (MOURA *et al.*, 2012), esgoto sanitário real (MOURA *et al.*, 2018a), efluente de frigorífico pré-tratado com UASB (BARANA *et al.*, 2013), efluente de indústria de ração animal (WOSIACK *et al.*, 2015), efluente sintético variando-se a razão DQO/Nitrogênio (SANTOS *et al.*, 2016) e, esgoto sanitário pré-tratado com UASB (SILVA *et al.*, 2018).

Em todos estes trabalhos foram variados alguns parâmetros como TDH, tempos de aeração, razão de recirculação, fonte de carbono, carga de nitrogênio, carga de DQO e razão entre DQO/N.

Moura *et al.* (2012) verificou a eficiência do reator para três diferentes TDH (8, 10 e 12 horas), obtendo resultados para o TDH de 10 horas, aplicando 2 horas de aeração e 1 hora sem aeração, para uma recirculação de 5.

Barana *et al.* (2013) verificou diferentes ciclos de aeração, obtendo maior eficiência na remoção de nitrogênio quando aplicado 1 hora de aeração e 2 horas sem aeração, com razão de recirculação igual a 6.

Wosiack *et. al.* (2015) avaliou diferentes tempos de aeração e concentrações de nitrogênio utilizando um planejamento experimental DCCR, a melhor resposta obtida para remoção de nitrogênio encontrada foi com aeração de 2 horas e 38 min e 22 minutos sem aeração, quando aplicada uma concentração de  $255\text{mg.L}^{-1}$  TKN, sendo 5 a razão de recirculação .

Santos *et. al.* (2016) variou a razão DQO/N e a fonte de carbono para o SBBRIA submetido a uma razão de recirculação igual 5 e ciclo de 2 horas aeradas e 1 hora sem aeração. As melhores eficiências de remoção de nitrogênio foram atreladas a uma razão de 2,9 DQO/N, utilizando peptona de carne e sacarose. Utilizando esta baixa razão de DQO/N beneficiou a rota de degradação pela processo Anammox.

Moura *et. al.* (2018) verificou a eficiência para diferentes TDH e dois ciclos de aeração, utilizando 3 como razão de recirculação. A maior remoção de carga de nitrogênio foi encontrada quando o reator foi submetido a um TDH de 8 horas com 3 horas de aeração e 1 sem aeração.

Silva *et al.* (2018) avaliou diferentes tempos de aeração e o melhor resultado foi de  $29\pm 10\%$  de remoção de nitrogênio para um tempo de 1 hora aerado e 2 horas sem aeração.

Apesar de haver diversos trabalhos variando-se os tempos de aeração, nenhum dos autores verificou a influência da vazão de ar juntamente com os períodos de aeração na eficiência de remoção utilizando o SBBRIA. A vazão de ar influencia no gasto energético e pode influenciar na eficiência de remoção, assim como os períodos de aeração. Sánchez *et al.* (2018) obteve uma redução de 14,5% no gasto energético apenas reduzindo a vazão de ar e obteve a mesma eficiência de remoção para um sistema de lodos ativados com aeração intermitente.

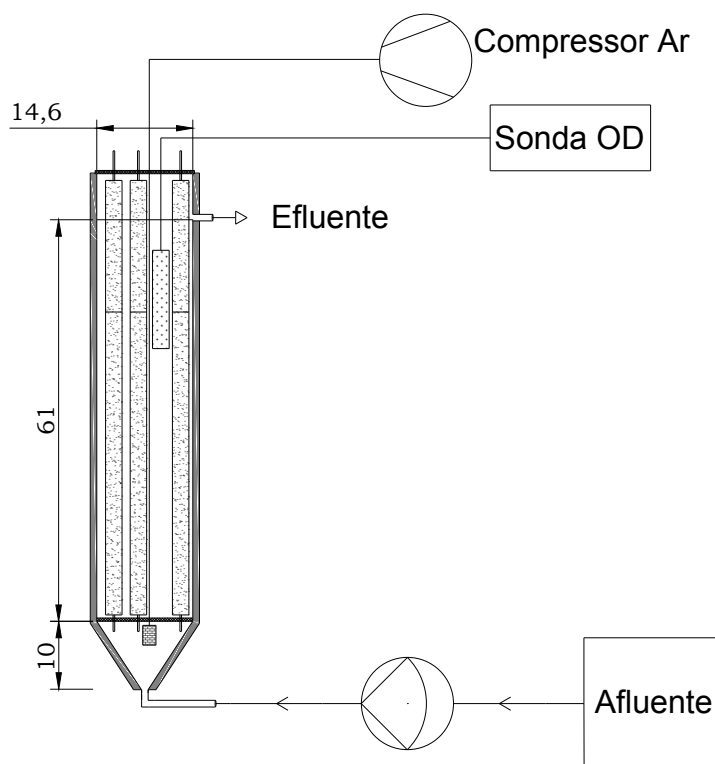
Portanto, este trabalho teve como objetivo avaliar a remoção simultânea de matéria orgânica e nitrogênio em um reator de leito estruturado com aeração intermitente e sem recirculação, variando-se o tempo de aeração e a vazão de ar a partir de um planejamento estatístico denominado Delineamento do Composto Central Rotacional (DCCR).

## 5.2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 5.2.1 Reator de Leito Estruturado

O reator confeccionado em acrílico possui formato cilíndrico com diâmetro interno de 14,6cm, altura de 61cm e base cônica, totalizando um volume de aproximadamente 10,8L. O volume de material suporte inserido corresponde a 3,8L. Considerou-se que a biomassa ocuparia todo o espaço do material suporte, resultando assim em um volume teórico de 7L. Desta forma o reator inoculado apresentaria uma porosidade de 64%. A Figura 5.1 apresenta o sistema utilizado.

Figura 5.1 - Esquema do sistema e do reator de leito estruturado utilizado.



Fonte: do autor.

Nota: As medidas apresentadas estão em centímetros.

O reator foi preenchido com material suporte composto por espuma de poliuretano. Essa espuma foi modelada em formato cilíndrico, com diâmetro

médio de 2,5 cm e 65 cm de comprimento. Foram inseridos 13 cilindros de espuma de poliuretano no reator, sendo que cada cilindro possui uma haste no interior que foi utilizada para auxiliar a fixação na base e no topo do reator.

A alimentação foi realizada através da base do reator, sem a utilização de recirculação. A saída está localizada na parte superior a 71 cm da base. Um sensor da HACH modelo LDO10115 foi alocado no meio do reator, realizando a medição de OD e temperatura da solução fora da espuma.

### 5.2.2 Efluente Sintético

O efluente utilizado neste trabalho teve características próximas a um esgoto sanitário após o tratamento preliminar. Escolheu-se um efluente sintético para evitar flutuações nas concentrações dos componentes do mesmo, o que poderia gerar a inclusão desta variável. Com isso, foi possível uma melhor avaliação e comparação das respostas obtidas. A composição do efluente adotada foi a mesma utilizada por Cao *et. al* (2017), com exceção a fonte de carbono que foi adotada de Gupta e Gupta (1999), gerando uma característica teórica apresentado na Tabela 5.1. Além dos macronutrientes, foram adicionados elementos traços, adotado por Torres (1992, apud Moura (2012)), apresentado na Tabela 5.2.

Tabela 5.1 - Composição e concentração dos componentes do efluente sintético.

Composto	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )	Componente	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )
CH <sub>3</sub> COONa	266	DQO	225
NH <sub>4</sub> Cl	85	NT	27
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	25	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	26,4
MgSO <sub>4</sub>	33	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0
CaCl <sub>2</sub>	20	NO <sub>2</sub> -N	0,2
FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	4	pH	7,5

Fonte: do autor.

Tabela 5.2 - Solução de elemento traço utilizado.

Componente	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )
EDTA	10,8
FeSO <sub>4</sub>	2,5
ZnSO <sub>4</sub>	265
CoCl <sub>2</sub>	120
MnCl <sub>2</sub>	445
CuSO <sub>4</sub>	125
NaMoO <sub>4</sub>	110
NiCl <sub>2</sub>	95
Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>	53
H <sub>3</sub> BO <sub>4</sub>	7

Fonte: do autor.

Foi utilizado 0,5 ml da solução de elemento traço para cada litro de afluyente preparado.

### 5.2.3 Planejamento experimental

As duas variáveis independentes (fatores) do planejamento foram: ( $x_1$ ) tempo de aeração e ( $x_2$ ) vazão de ar. Foi utilizado um delineamento experimental denominado Delineamento do Composto Central Rotacional (DCCR) de  $2^2$ , de acordo com o método estatístico apresentado por Rodrigues e Iemma (2014). Desta maneira realizou-se 4 ensaios no nível fatorial +1 e -1, 4 ensaios nos pontos axiais (-1,41 e +1,41) e 3 ensaios no ponto central (0;0). Os níveis e os respectivos valores das variáveis codificadas estão apresentados na Tabela 5.3.

O processamento dos dados foi feito a partir da *response surface methodology* (RSM) para avaliar o tempo de aeração e a vazão de ar. Realizou-se o ajuste dos mínimos quadrados para uma regressão múltipla e fez-se a análise de variância (ANOVA) para determinar os fatores significativos do modelo com um nível de confiança de 95%. Realizou-se um ajuste quadrático com interação entre os fatores para determinar quais eram significativas ou não. Após determinar as variáveis significativas, realizou-se

um segundo ajuste apenas com estas variáveis para estabelecer o equacionamento das respostas de remoção de DQO, nitrificação, desnitrificação e remoção total de nitrogênio.

Tabela 5.3 - Condições operacionais do reator.

nº do Ensaio	Código do nível	Tempo de Aeração (h)	Vazão de ar (L.min <sup>-1</sup> )
1	(-1; -1)	1,0	3,0
2	(1; -1)	2,5	3,0
3	(-1; 1)	1,0	6,0
4	(1; 1)	2,5	6,0
5	(-1,41; 0)	0,69	4,5
6	(1,41; 0)	2,81	4,5
7	(0; -1,41)	1,75	2,4
8	(0; 1,41)	1,75	6,6
9	(0; 0)	1,75	4,5
10	(0; 0)	1,75	4,5
11	(0; 0)	1,75	4,5

Fonte: do autor.

Para realizar comparações entre as médias obtidas para cada Ensaio, foi utilizado o teste Scott-Knott com nível de confiança de 90% apresentado pelo próprio em Scott e Knott (1974).

#### 5.2.4 Procedimento Experimental

A inoculação do reator foi realizada a partir do lodo concentrado no decantador do sistema lodos ativados pós UASB (ETE Piçarrão – Campinas/SP). O reator passou por uma fase de adaptação, sendo alimentado com o efluente sintético, submetido a um TDH de 10 horas e à aeração contínua com vazão de 6,0L.min<sup>-1</sup>. Durante todo o período experimental, o reator foi operado dentro de uma câmara com temperatura constante de 27,5 ± 0,8°C.

Com a biomassa adaptada, com completa nitrificação do afluente, iniciou-se a operação do reator. A vazão de ar e os períodos de aeração de cada fase estão apresentados na Tabela 5.3. O período de não aeração corresponde ao restante do tempo de aeração para completar um ciclo de 3 horas. O TDH adotado em todas as fases foi igual a 10 horas, conforme recomendado por Moura *et. al.* (2018a).

Cada ensaio teve duração de aproximadamente 25 dias, sendo 5 dias aproximados para adaptação entre as fases e 20 para coleta de dados. Este tempo foi definido após se observar uma estabilidade dos resultados obtidos neste período de tempo. Os ensaios 9, 10 e 11, que são ensaios com as mesmas condições operacionais, teve uma duração total de 34 dias (somando a duração de todos os ensaios). As análises de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, DQO, pH e alcalinidade foram realizadas 4 vezes por semana. A análise de série de sólidos foi realizada em triplicata ao final de cada Ensaio.

As eficiências de remoção de DQO, de nitrificação, de desnitrificação e remoção de nitrogênio total foram calculadas a partir das equações (5.1), (5.2), (5.3) e (5.4) respectivamente.

$$Ef.rem.DQO = \frac{[DQO]_{af} - [DQO]_{ef}}{[DQO]_{af}} \times 100, \quad (5.1)$$

$$Ef.nitrificação = \frac{[N_{NH_4}]_{af} - [N_{NH_4}]_{ef}}{[NTK]_{af}} \times 100, \quad (5.2)$$

$$Ef.desnit. = \frac{[N_{NH_4} + N_{NO_2} + N_{NO_3}]_{af} - [N_{NH_4} + N_{NO_2} + N_{NO_3}]_{ef}}{[N_{NH_4} + N_{NO_2} + N_{NO_3}]_{af} - [N_{NH_4}]_{ef}} \times 100 \quad (5.3)$$

$$Ef.rem.N = \frac{[N_{NH_4} + N_{NO_2} + N_{NO_3}]_{af} - [N_{NH_4} + N_{NO_2} + N_{NO_3}]_{ef}}{[N_{NH_4} + N_{NO_2} + N_{NO_3}]_{af}} \times 100 \quad (5.4)$$

Sendo:

$[DQO]_{af}$  = concentração de DQO no afluente,

$[DQO]_{ef}$  = concentração de DQO no efluente,

$[N_{NH_4}]_{af}$  = conc. de nitrogênio na forma de amônia no afluente,



$[N_{NH_4}]_{ef}$  = conc. de nitrogênio na forma de amônia no efluente,

$[N_{NO_2}]_{af}$  = conc. de nitrogênio na forma de nitrito no afluente,

$[N_{NO_2}]_{ef}$  = conc. de nitrogênio na forma de nitrito no efluente,

$[N_{NO_3}]_{af}$  = conc. de nitrogênio na forma de nitrato no afluente,

$[N_{NO_3}]_{ef}$  = conc. de nitrogênio na forma de nitrato no efluente,

*Ef.rem.DQO* = eficiência de remoção de DQO,

*Ef.nitrificação* = eficiência de nitrificação,

*Ef.desnitrificação* = eficiência de desnitrificação,

*Ef.rem.N* = eficiência de remoção de nitrogênio total.

### 5.2.5 Análises físico-químicas

As análises do efluente foram realizadas seguindo os métodos descritos pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), exceto quando explicitado:

a) Matéria orgânica (DQO) para as amostras filtradas e não filtradas – método 5220 D (colorimétrico – refluxo fechado).

b) pH – método 4500-H+ B (eletrométrico).

c) Alcalinidade – medidas de alcalinidade total, parcial, intermediária e a bicarbonato (AT, AP, AI e AB) foram realizadas segundo método titulométrico desenvolvido por Dilallo e Albertson (1961) e modificado por Ripley *et al.* (1986).

d) Sólidos totais e suspensos totais, voláteis e não voláteis (ST, SST, SVT, SSV) – métodos 2540 B (sólidos totais secados a 103-105°C), 2540 D (sólidos suspensos totais secados a 103-105°C) e 2540 E (sólidos fixos e voláteis a 550°C).

e) Nitrogênio amoniacal – método 4500 B.

f) Nitrito – método de García-Robledo *et al.* (2014).

h) Nitrato - método do ácido cromotrópico (West e Ramachan, 1966).

### 5.2.6 Perfis Temporais

Para determinar o comportamento do reator durante um ciclo de aeração intermitente, referente a nitrificação e desnitrificação, foram feitas análises de perfil temporal do efluente do reator em cada condição operacional proposta. Esta análise teve como foco observar a variação da concentração de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  em um ciclo completo de aeração e não aeração, tornando-se possível constatar ou não a presença de picos de concentração de alguma dessas formas de nitrogênio.

Durante o perfil, foram coletados 8 pontos, dos quais 6 pontos coletados a cada 30 minutos e 1 ponto coletado antes do término da aeração e 1 ponto no início do período não aerado. O início do perfil foi considerado no início da fase de aeração e o último ponto foi no término da fase sem aeração.

## 5.3 RESULTADOS

### 5.3.1 Oxigênio Dissolvido e Temperatura

A coleta de dados de oxigênio dissolvido (OD) e temperatura foram realizadas continuamente com intervalos de 5 min para cada ensaio. Como os ciclos de aeração possuem 3 horas, foi realizada a dispersão dos pontos de OD pelo tempo respectivo a cada ciclo, conforme apresentado na Figura 5.2. Cada ciclo começa com o período de aeração (tempo = 0 horas). Deve-se ressaltar que o OD medido foi o presente na solução dispersa no reator, não representando a concentração de OD dentro das espumas.

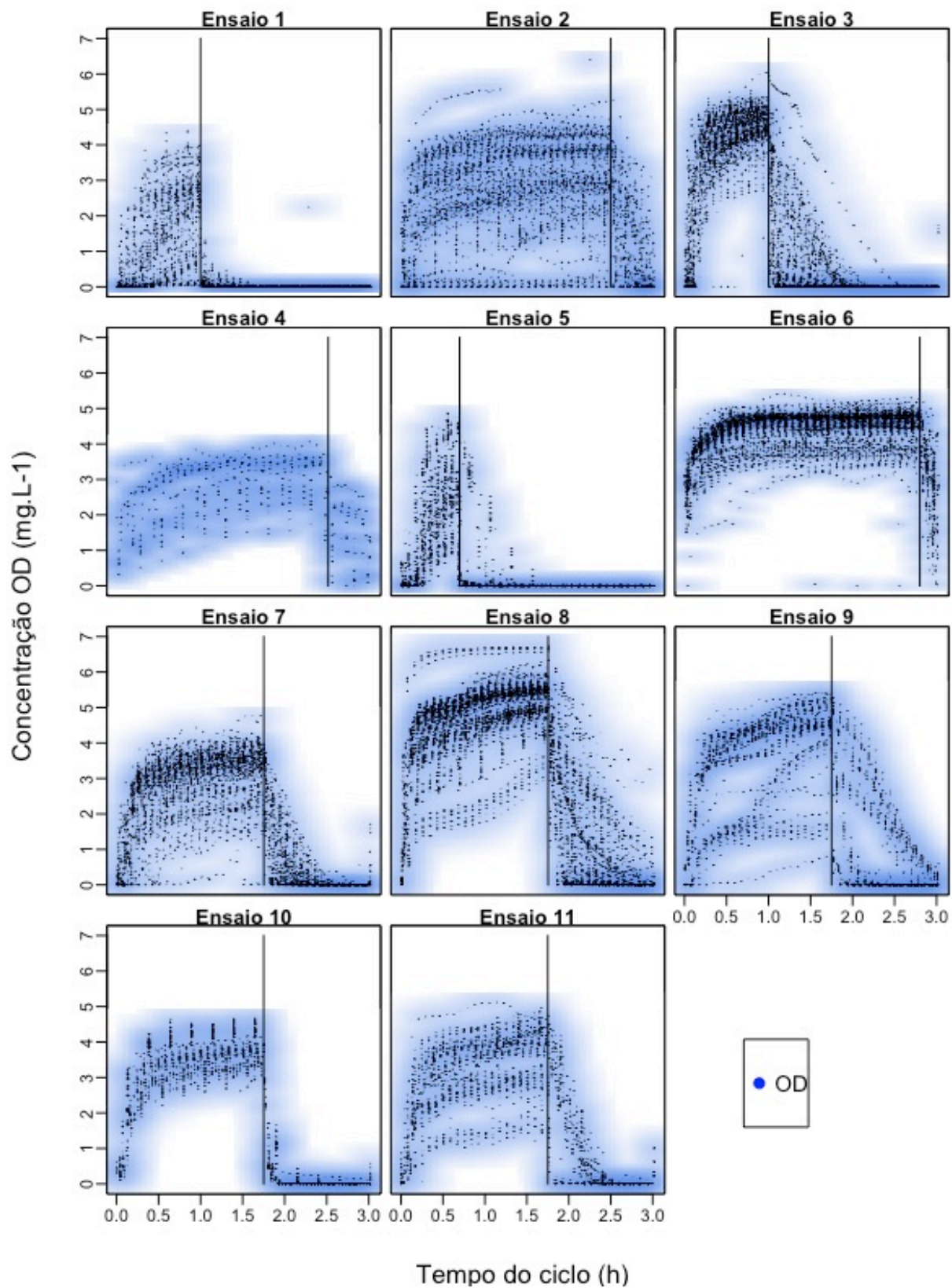
A princípio, havia sido estabelecido que seria realizada a coleta de dado a cada 15 minutos. Entretanto, após alguns dias, percebeu-se que deveria ser diminuído o intervalo para 5 minutos para melhor representar a

real situação do oxigênio dentro do reator. Uma observação percebida foi a concentração de OD igual a zero durante a fase aerada no Ensaio 2. Sabendo-se que o oxigênio dissolvido deveria aumentar durante a fase aerada, percebeu-se que havia algum problema na sonda ou no modo de medição. Procurando a causa deste problema, foi observado o crescimento de bactérias aderidas ao sensor de OD, que provocavam uma medida de OD menor do que a situação real do reator. Este problema foi evitado durante os outros ensaios com a realização de limpezas periódicas do sensor.

Pode-se observar a partir da Figura 5.2 que para cada ensaio realizado, tem-se diferentes variações nas concentrações de oxigênio dissolvido dentro do reator. No geral tem-se uma ascensão de oxigênio dissolvido com o início da aeração, estabilizando-se após meia hora do início da mesma.

Com o término da aeração, o oxigênio presente no líquido continua sendo consumido pelas bactérias para degradar a matéria orgânica e para nitrificar a amônia. Para os Ensaios com tempo de aeração igual a 42 minutos (ensaio 5), 1 hora (ensaios 1 e 3) e 1h45min (ensaios 9 e 10 e 11), observou-se um longo tempo cujo OD era igual a  $0\text{mg.L}^{-1}$  durante a fase não aerada.

Figura 5.2 - Oxigênio dissolvido durante os ciclos de 3 horas para cada ensaio realizado.



Fonte: do autor.

Nota: Estão apresentados todos os pontos coletados a cada 5 minutos pela duração de cada ensaio.

Apesar de um único valor médio não representar as variações presente em cada ensaio realizado, calculou-se a média de OD para cada um dos Ensaio e foram calculadas as médias de OD durante os períodos aerados e não aerados. As médias de OD calculadas e a média da temperatura estão apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Oxigênio dissolvido e temperatura média em cada Ensaio.

Ensaio	Temperatura (°C)	OD médio (mg.L <sup>-1</sup> )	OD médio aerado (mg.L <sup>-1</sup> )	OD médio não aerado (mg.L <sup>-1</sup> )
1	27,5 ± 0,2	0,42 ± 0,02	1,21 ± 0,03	0,01 ± 0,00
2	27,6 ± 0,3	2,34 ± 0,03	2,61 ± 0,02	1,06 ± 0,04
3	27,5 ± 0,2	1,46 ± 0,04	3,67 ± 0,03	0,34 ± 0,01
4	28,1 ± 0,2	3,28 ± 0,05	3,54 ± 0,03	1,94 ± 0,07
5	27,8 ± 0,4	0,43 ± 0,02	1,58 ± 0,02	0,08 ± 0,01
6	27,7 ± 0,3	4,24 ± 0,01	4,33 ± 0,01	2,93 ± 0,01
7	27,7 ± 0,4	1,71 ± 0,02	2,69 ± 0,02	0,35 ± 0,01
8	27,7 ± 0,6	3,05 ± 0,03	4,54 ± 0,02	1,01 ± 0,02
9	27,3 ± 0,6	2,41 ± 0,04	3,39 ± 0,03	1,06 ± 0,03
10	27,8 ± 0,1	2,23 ± 0,03	3,33 ± 0,02	0,16 ± 0,01
11	27,8 ± 0,1	2,01 ± 0,04	3,06 ± 0,02	0,54 ± 0,02

Fonte: do autor.

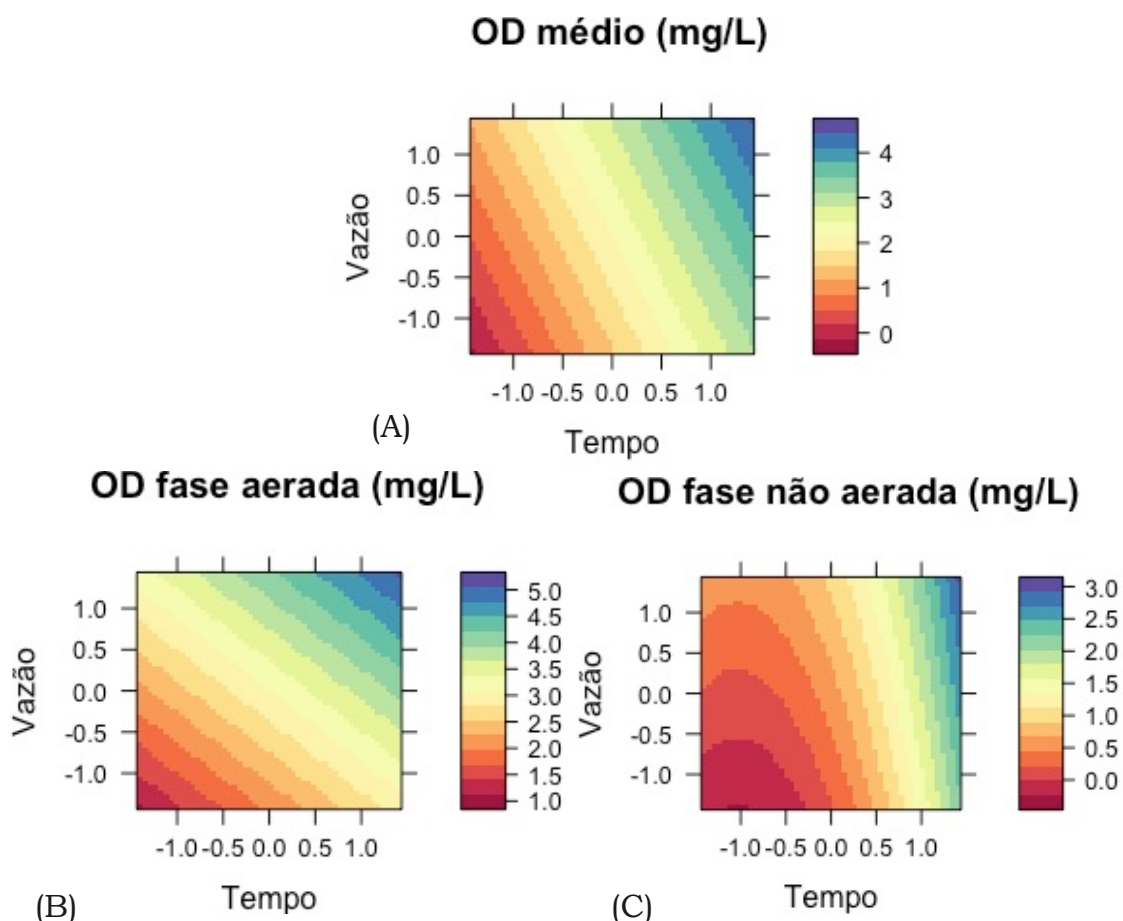
Apesar do reator estar situado dentro de uma câmara com temperatura controlada de 30°C, as temperaturas médias dentro do reator foram constantes e próxima a 27,7°C. A pequena variação de temperatura observada entre cada fase não é suficiente para refletir em diferentes atividades bacteriana e enzimática, uma vez que a faixa ótima das bactérias nitrificantes e desnitrificantes é entre 25 a 36 °C (YOO *et al.*, 1999).

Os valores médios obtidos de OD para as condições testadas se equivale as concentrações utilizada por outros autores. Cao *et al.* (2017) estabeleceu o OD entre 1,5 a 5,5 mg.L<sup>-1</sup> durante as fases aeradas. Moura *et al.* (2018) obteve valores médios de OD durante a fase aerada entre 2,5 a 4,5 mg.L<sup>-1</sup>. Santos *et al.* (2016) manteve o OD entre 2 e 3,5mg.L<sup>-1</sup> durante os períodos aerados.

Utilizando do planejamento experimental realizado foi possível realizar a regressão múltipla dos dados de OD obtidos. Realizou-se o ajuste das

variáveis, foram excluídos do modelo os fatores não significantes e gerou-se a superfície de resposta, que representa o OD encontrado para as fases aerada, não aerada e média (Figura 5.3).

Figura 5.3 - Regressão múltipla para os valores de OD: (A) médio, (B) fase aerada, (C) fase não aerada.



Fonte: do autor.

Pelos dados apresentados na Tabela 5.4 e

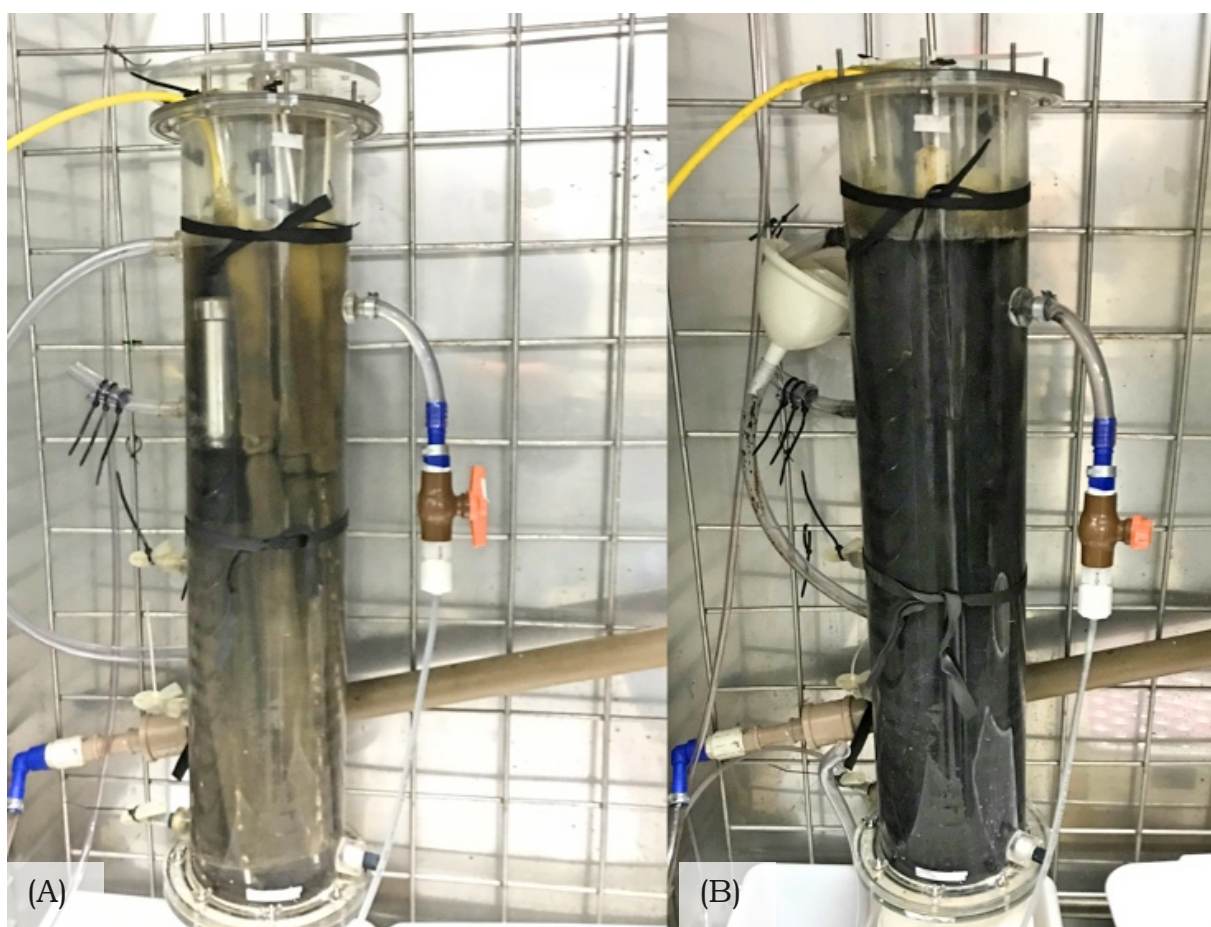
Figura 5.3, é possível perceber que a vazão de ar influencia na concentração de OD. Para os mesmo tempos de aeração porém com diferentes vazões de ar, a OD é proporcional a vazão de ar. Ou seja, para maiores vazões a concentração de OD foi maior. Como exemplo comparativo tem-se os pares de Ensaio 1 e 3, 2 e 4 e o par 7 e 8, cujo respectivamente apresentaram OD médio durante a fase aerada de 1,21 e 3,67, 2,61 e 3,54, 2,69 e 4,54 mg.L<sup>-1</sup>.



Percebe-se que o OD médio da fase não aerada é mais sensível a vazão de ar para baixos tempos de aeração, por outro lado, elevados tempos de aeração fez com que o OD permanecesse acima de  $1,5\text{mg.L}^{-1}$  independente da vazão de ar utilizada.

Apesar de não ter sido realizada uma análise da comunidade microbiana da biomassa dentro do reator, percebeu-se uma mudança de característica do lodo durante o Ensaio 1, cuja vazão de ar foi de  $3\text{L.min}^{-1}$  e tempo de aeração de 1 hora. A coloração do reator que em todos os ensaios foi próxima a um marrom claro (Figura 5.4-A), ficou com um tom bem escuro, deixando o reator com uma coloração preta (Figura 5.4-B). Relacionando este fato com a concentração média de OD de  $0,4\text{mg.L}^{-1}$ , percebe-se um favorecimento do crescimento de bactérias que atuam em ambientes anaeróbio e anóxico e podem também atuar no processo de degradação heterotrófica, igual obtido por Almeida *et al.* (2018).

Figura 5.4 - Comparação entre a coloração da biomassa. (A) Ensaio 4; (B) Ensaio 1.



Fonte: do autor.

### 5.3.2 Remoção de DQO, nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio

Os dados obtidos para DQO afluente e efluente, nitrogênio amoniacal do afluente e as formas de nitrogênio, de amônia e nitrato presentes no efluente estão apresentados na Figura 5.5. Os dados coletados de nitrito do efluente não foram inseridos na figura pois permaneceram próximos a zero durante todos os ensaios.

A partir da Figura 5.5 percebe-se que as condições de entrada de DQO e de nitrogênio amoniacal foram mantidas no mesmo patamar durante todos os ensaios. A concentração de DQO na saída do reator permaneceu baixa para os ensaios realizados, demonstrando uma boa remoção da matéria orgânica independentemente da vazão de ar e períodos de aeração. Por outro lado, as formas de nitrogênio observadas no efluente do reator apresentaram variações. Tais variações estão relacionadas com o fornecimento de OD pela vazão de ar e pelo tempo de aeração. É possível observar que há ensaios cuja saída apresenta nitrogênio na forma de amônia e em outras em forma de nitrato.

A Tabela 5.5 apresenta os valores médios obtidos para as respostas analisadas, remoção de DQO, nitrificação, desnitrificação e remoção total de nitrogênio.

Para correlacionar estatisticamente as médias das respostas avaliadas, realizou-se o teste Scott-Knott para os dados observados. Foi possível separar em grupos estatisticamente iguais todas as variáveis, com exceção da remoção de DQO. Os dados de remoção de DQO apresentaram resíduos que não são normais. Desta forma, não foi possível estabelecer relações estatísticas com o teste Scott-Knott. As letras presentes na Tabela 5.5 indicam as médias estatisticamente iguais para as respostas de nitrificação, desnitrificação e remoção total de nitrogênio.





Tabela 5.5 - Valores médios das respostas analisadas e os grupos estatísticos.

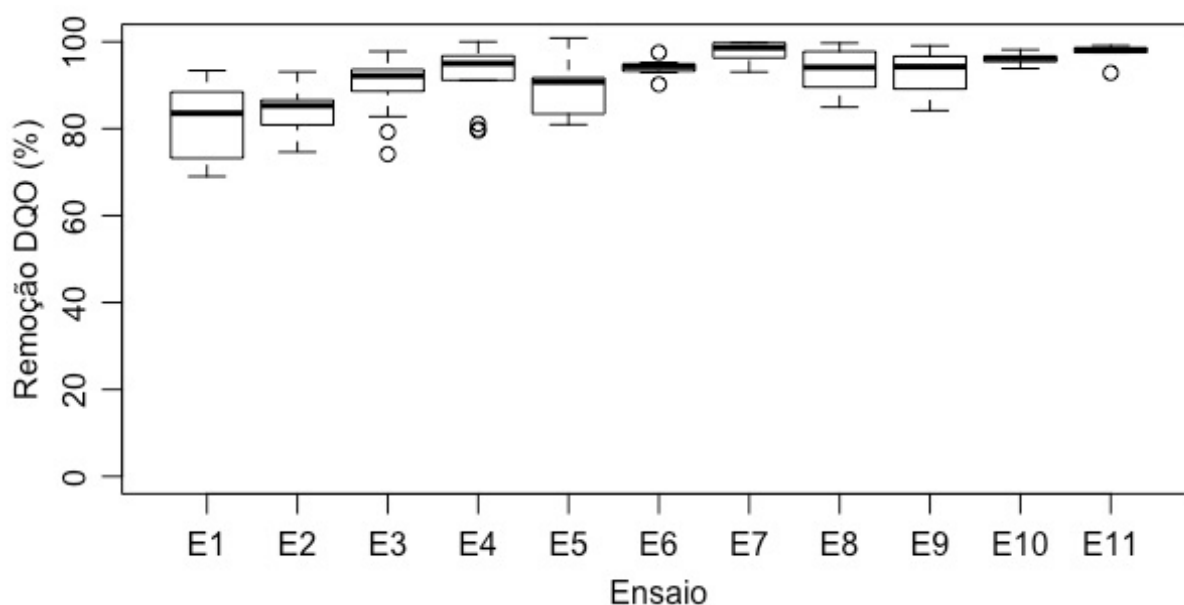
Ensaio	Tempo de Aeração (h)	Vazão de ar (L.min <sup>-1</sup> )	Remoção de DQO (%)	Nitrif. média (%)	Desnitrif. Média (%)	Remoção total de nitrogênio (%)
E1	1,0	3,0	81,3	24,3 a	95,4 a	24,0 a
E2	2,5	3,0	84,0	92,7 b	60,8 b	55,8 b
E3	1,0	6,0	89,9	62,1 c	97,1 a	60,1 b
E4	2,5	6,0	92,4	97,8 b	39,6 c	39,0 c
E5	0,69	4,5	89,0	31,0 a	95,8 a	29,7 a
E6	2,81	4,5	94,1	99,1 b	10,3 d	10,3 d
E7	1,75	2,4	98,8	88,8 b	88,4 e	78,5 e
E8	1,75	6,6	93,5	95,3 b	79,8 f	75,9 e
E9	1,75	4,5	92,7	91,9 b	71,1 f	65,3 b
E10	1,75	4,5	96,0	95,2 b	79,1 f	75,1 e
E11	1,75	4,5	99,4	94,4 b	84,5 e	79,6 e

Fonte: do autor.

Nota: As letras iguais em uma mesma coluna indicam que os valores pertencem a um mesmo grupo estatístico pelo teste Scott-Knott em 90% de confiança.

A dispersão dos dados obtidos pode ser observada no *boxplot* apresentado na Figura 5.6.

Figura 5.6 - Dados da eficiência de remoção de DQO para os ensaios realizados.



Fonte: do autor.

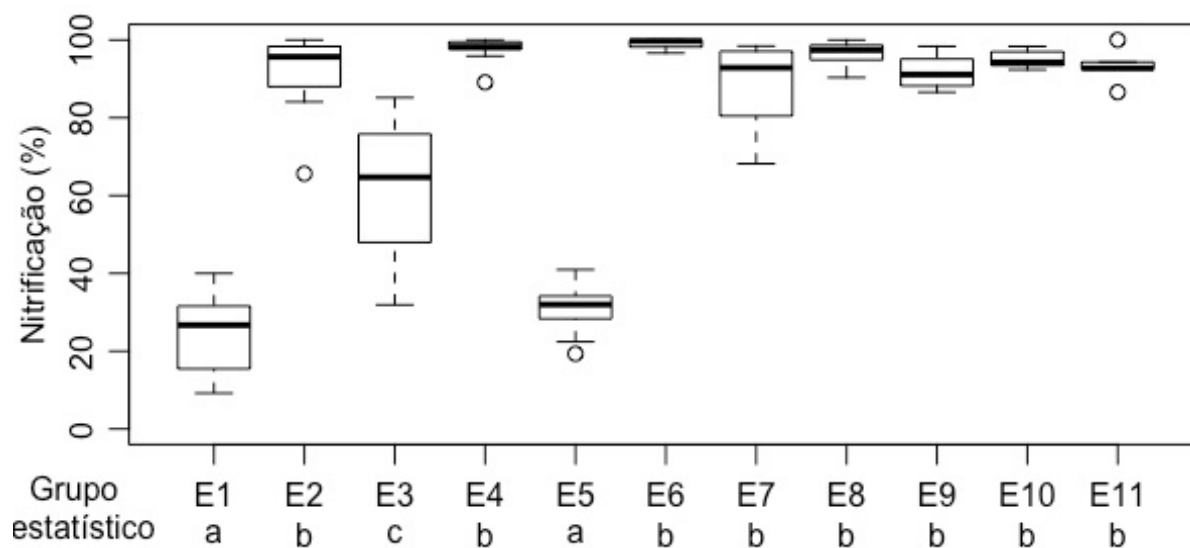
Durante todas as condições testadas neste estudo, a remoção de DQO média ficou entre 80 e 99%. Apesar desta diferença entre as médias, não foi

possível distinguir estatisticamente os ensaios testados. Foi realizado o ajuste múltiplo dos fatores para a eficiência remoção de DQO, porém nenhuma variável foi significativa.

Autores que utilizaram o SBRRRIA obtiveram elevadas eficiências de remoção de DQO. Moura *et al.* (2012) obteve 85 a 89%. Barana *et al.* (2013) obteve eficiências acima de 88% durante todo o experimento. Wosiack *et al.* (2015) conseguiu uma remoção de 85% nas melhores fases, e de 35% quando aplicou aeração apenas por 30 minutos seguidos de 2,5 horas sem aeração, mostrando que houve falta de oxigênio para degradar a matéria orgânica. Santos *et al.* (2016) obteve eficiências acima de 94% para diferentes razões de DQO/N. Moura *et al.* (2018) obteve eficiências entre 89 e 93% com TDH de 12, 10 e 8 horas. Silva *et al.* (2018) conseguiu eficiências entre 73 e 97% mudando o tempo de aeração e, os menores valores foram encontrados com tempos de 1 hora aerada seguida de 2 horas sem aeração. Desta forma, percebe-se que o desligamento da recirculação não influenciou nas eficiências encontradas para as condições estudadas.

A eficiência de nitrificação do nitrogênio amoniacal presente no afluente foi determinada pela equação (5.2). A eficiência de nitrificação de cada ensaio está apresentado em forma de *boxplot* na Figura 5.7.

Figura 5.7 - Comparação dos dados de nitrificação para cada ensaio.



Fonte: do autor.

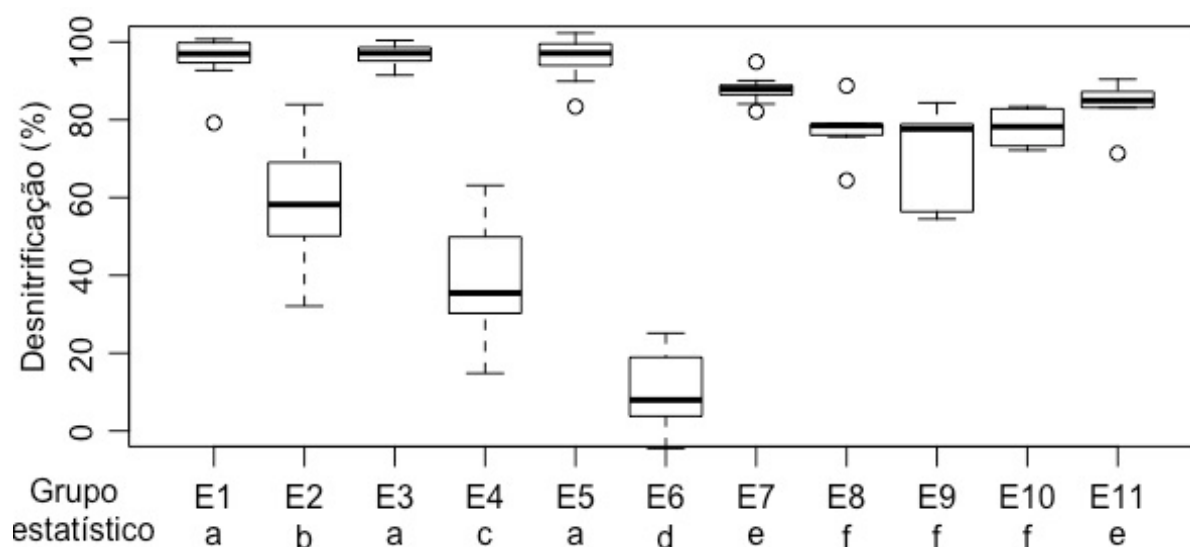
Como observado na Figura 5.7 e pela Tabela 5.5, a nitrificação foi favorecida e obteve eficiências acima de 90% nos ensaios cujo OD médio foi maior que  $2,0\text{mg.L}^{-1}$ . Tal valor de  $2,0\text{mg.L}^{-1}$  de OD foi também citado por Metcalf e Eddy (2013) como um limite mínimo da faixa ótima do processo de nitrificação. Os ensaios 1, 3 e 5 apresentaram deficiência na nitrificação e obtiveram respectivamente OD médio de  $0,42$ ,  $1,46$  e  $0,43\text{ mg.L}^{-1}$ . Percebe-se que foram esses três ensaios que foram considerados estatisticamente diferentes, formando o grupo “a” (ensaios 1 e 5) e o grupo “c” (ensaio 3), os demais ensaios permaneceram no mesmo grupo “b”.

As menores eficiências de nitrificação foram obtidas para o Ensaio 1, que possuiu tempo de aeração de 1 hora e vazão de ar de  $3\text{L.min}^{-1}$ ; e o Ensaio 5, que foi submetido a uma aeração de 42 minutos com vazão de ar de  $4,5\text{ L.min}^{-1}$ . É possível notar que apenas com o aumento de vazão de ar, de 3 para  $6\text{ L.min}^{-1}$ , o Ensaio 3 apresentou melhores eficiências que o Ensaio 1.

Ao contrário da nitrificação, a desnitrificação necessita de um ambiente com baixa concentração de OD e com característica anóxico, além da necessidade de um doador de elétron.

Os dados de eficiência de desnitrificação obtidos estão apresentados em forma de *boxplot* na Figura 5.8.

Figura 5.8 - Comparação dos dados de desnitrificação.



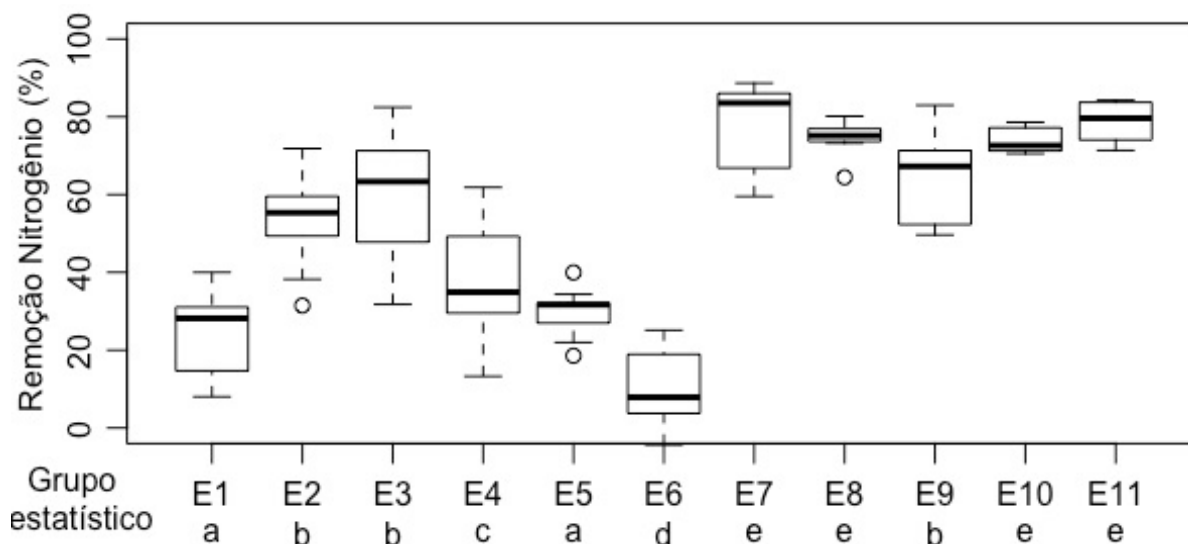
Fonte: do autor.

De modo geral é possível perceber que o tempo de aeração e a vazão de ar provocam diferenças na eficiência de desnitrificação. Os Ensaios 1, 3 e 5, demonstram que o baixo tempo de aeração (1h, 1h e 42 minutos) proporcionaram um ambiente anóxico por um período mais longo e obtiveram eficiências de desnitrificação acima de 95%, sendo consideradas estatisticamente iguais com significância de 90%.

Por outro lado, o Ensaio 6 que permaneceu aerado por 2 horas e 41 minutos durante os ciclos de 3 horas, obteve apenas 10% de eficiência média de desnitrificação, a menor obtida neste estudo. Apesar da baixa eficiência, pode-se considerar que a desnitrificação neste ensaio ocorreu pelo gradiente de oxigênio formado no meio suporte, criando zonas anóxicas no interior da espuma, uma vez que mesmo nos períodos sem aeração, o OD médio do líquido foi de 2,93 mg.L<sup>-1</sup>.

A partir dos dados de nitrificação e desnitrificação, conseguiu-se calcular a eficiência de remoção de nitrogênio do sistema. A Figura 5.9 apresenta os dados obtidos para a eficiência de remoção de nitrogênio.

Figura 5.9 - Comparação dos dados de remoção de nitrogênio.

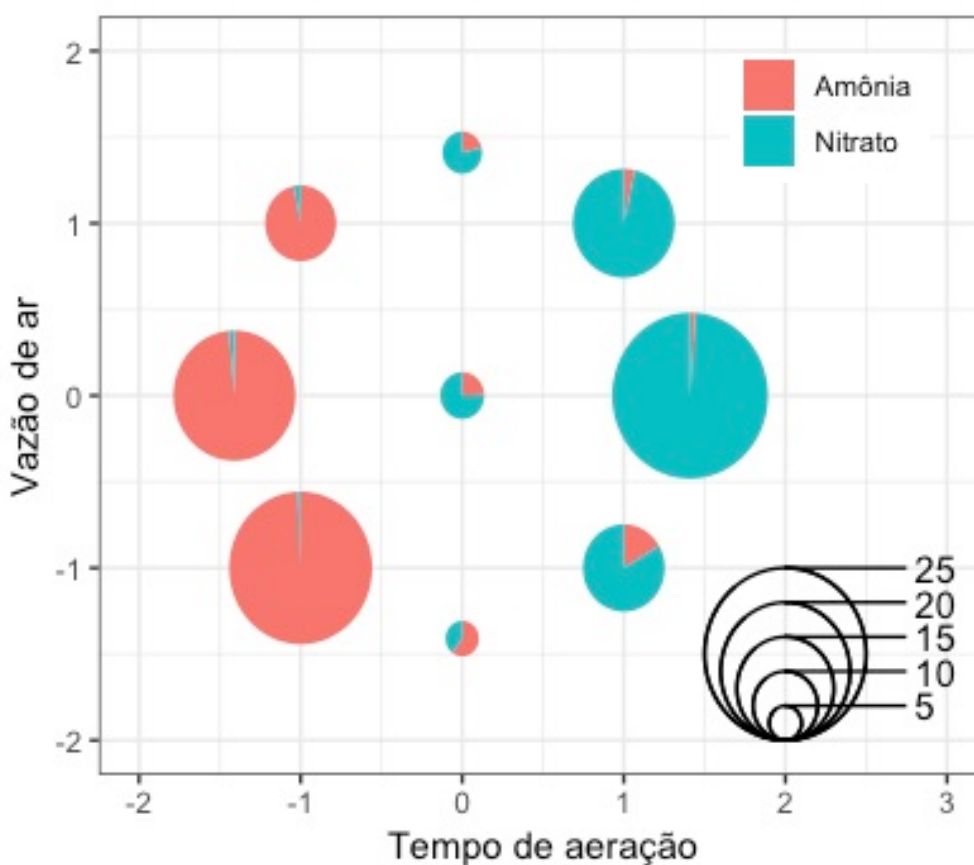


Fonte: do autor.

Conforme a Tabela 5.5 apresentada, as médias de remoção de nitrogênio total variaram de 24 a 79,6%. Os melhores valores foram obtidos nos ensaios cujo tempo de aeração foi de 1h45min.

Além das eficiências de nitrificação e desnitrificação, pode-se sintetizar os dados obtidos observando as concentrações das formas de nitrogênio no efluente do reator. Utilizando os eixos de vazão de ar e tempo de aeração com seus valores codificados realizou-se a plotagem das concentrações médias para cada condição testada, apresentada na Figura 5.10.

Figura 5.10 - Concentração média das formas de nitrogênio no efluente do reator para cada condição.



Fonte: do autor.

Nota: O tamanho do círculo indica a concentração de nitrogênio em mg.L<sup>-1</sup>.

A partir da Figura 5.10 é possível observar os tamanhos dos círculos que representam a concentração e a coloração distinguindo entre amônia e nitrato. Desta forma é possível observar de forma mais clara que durante menores tempo de aeração e vazões de ar, tem-se uma maior concentração de amônia no efluente. Por outro lado, com maiores tempos de aeração e vazão de ar há o predomínio de nitrato no efluente. Além disso pode-se observar que para um mesmo tempo de aeração, apenas aumentando-se a

vazão de ar tem-se a redução da concentração de amônia e aumenta-se a concentração de nitrato no efluente.

As melhores condições obtidas foram próximas ao ponto central, cuja amônia foi oxidada a nitrato e, por sua vez, o nitrato foi reduzido a gás nitrogênio, ou por meio de vias curtas destes processos. Percebe-se que nesta faixa ótima houve o equilíbrio entre a nitrificação e a desnitrificação, não promovendo o acúmulo excessivo de nenhuma forma de nitrogênio.

### 5.3.3 Regressão e superfície de resposta

A partir dos níveis estudados, foi possível realizar a regressão múltipla dos dados obtidos (coeficientes lineares, quadráticos e de interação entre os fatores), gerando um modelo estatístico-matemático. Utilizou-se uma superfície de resposta para apresentação dos resultados de eficiências de nitrificação, desnitrificação e remoção total de nitrogênio.

A Tabela 5.6 apresenta a análise de variância da regressão realizada para um nível de confiança de 95% e apresenta os p-valores, valores dos coeficientes e intervalo de confiança obtidos para a nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total. A eficiência de remoção de DQO, conforme já mencionado anteriormente, não apresentou valores significativos para a realização da regressão múltipla.

Desta forma é possível descrever as eficiências de nitrificação, desnitrificação e remoção total de nitrogênio através das Equações (5.5), (5.6) e (5.7). Nestas equações, deve-se atentar a utilizar os valores codificados para o tempo e vazão de ar, sendo que tais equações só poderão ser aplicadas dentro dos intervalos testados das variáveis independentes.

$$Ef. nit. = 25,09 \times (x_1) + 6,58 \times (x_2) - 8,15 \times (x_1) \times (x_2) - 15,83 \times (x_1^2) + 90,72 \quad (5.5)$$

$$Ef. desnitrificação = -26,67 \times (x_1) - 12,66 \times (x_1^2) + 82,02 \quad (5.6)$$

$$Ef. rem. N = -28,02 \times (x_1^2) - 13,22 \times (x_1) \times (x_2) + 74,18 \quad (5.7)$$

Nota:  $x_1$  é o tempo de aeração e o  $x_2$  é a vazão de ar em valores codificados.

Tabela 5.6 - Análise de variância dos modelos gerados para as respostas de nitrificação, desnitrificação e remoção de nitrogênio total.

Fator	Graus de Liberdade	Média Quadrática	p-valor	Valor do coeficiente	Limite de confiança 2.5%	Limite de confiança 97.5%
<b>Nitrificação (<math>R^2</math> ajustado= 0.9167; SW = 0.3198)</b>						
Intersecção			<0.0001	90.72	82.57	98.88
$x_1$	1	5024.3	0.0006	25.09	18.23	31.97
$x_2$	1	345.3	0.0086	6.58	-0.29	13.45
$x_1^2$	1	1534.3	0.0019	-15.83	-23.67	-7.99
$x_1 \cdot x_2$	1	265.6	0.0111	-8.15	-17.85	1.55
Resíduos	6	62.8				
Falta de ajuste	4	92.8	0.0315			
Erro puro	2	3				
<b>Desnitrificação (<math>R^2</math> ajustado = 0.8968; SW = 0.3198)</b>						
Intersecção			<0.0001	82.02	73.63	90.40
$x_1$	1	5671.5	<0.0001	-26.67	-33.73	-19.60
$x_1^2$	1	980.7	0.0083	-12.66	-20.72	-4.59
Resíduos	8	74.9				
Falta de ajuste	2	102.8	0.283329			
Erro puro	6	65.6				
<b>Remoção de nitrogênio total (<math>R^2</math> ajustado = 0.9051; SW = 0.4040)</b>						
Intersecção			<0.0001	74.18	66.89	81.47
$x_1^2$	1	4805.3	<0.0001	-28.02	-35.02	-21.01
$x_1 \cdot x_2$	1	698.7	0.0123	-13.22	-21.88	-4.55
Resíduos	8	56.5				
Falta de ajuste	1	14.9	0.63969			
Erro puro	7	62.4				

Fonte: do Autor.

Notas: SW = Shapiro-Wilk teste normal;

$x_1$  é o tempo de aeração;

$x_2$  é a vazão de ar.

A partir dos ajustes realizados, foi possível construir as superfícies de resposta para os níveis estudados, apresentada na Figura 5.11. Na figura é possível observar as regiões com maiores eficiências coloridas em azul, e as regiões com menores eficiências coloridas em vermelho.

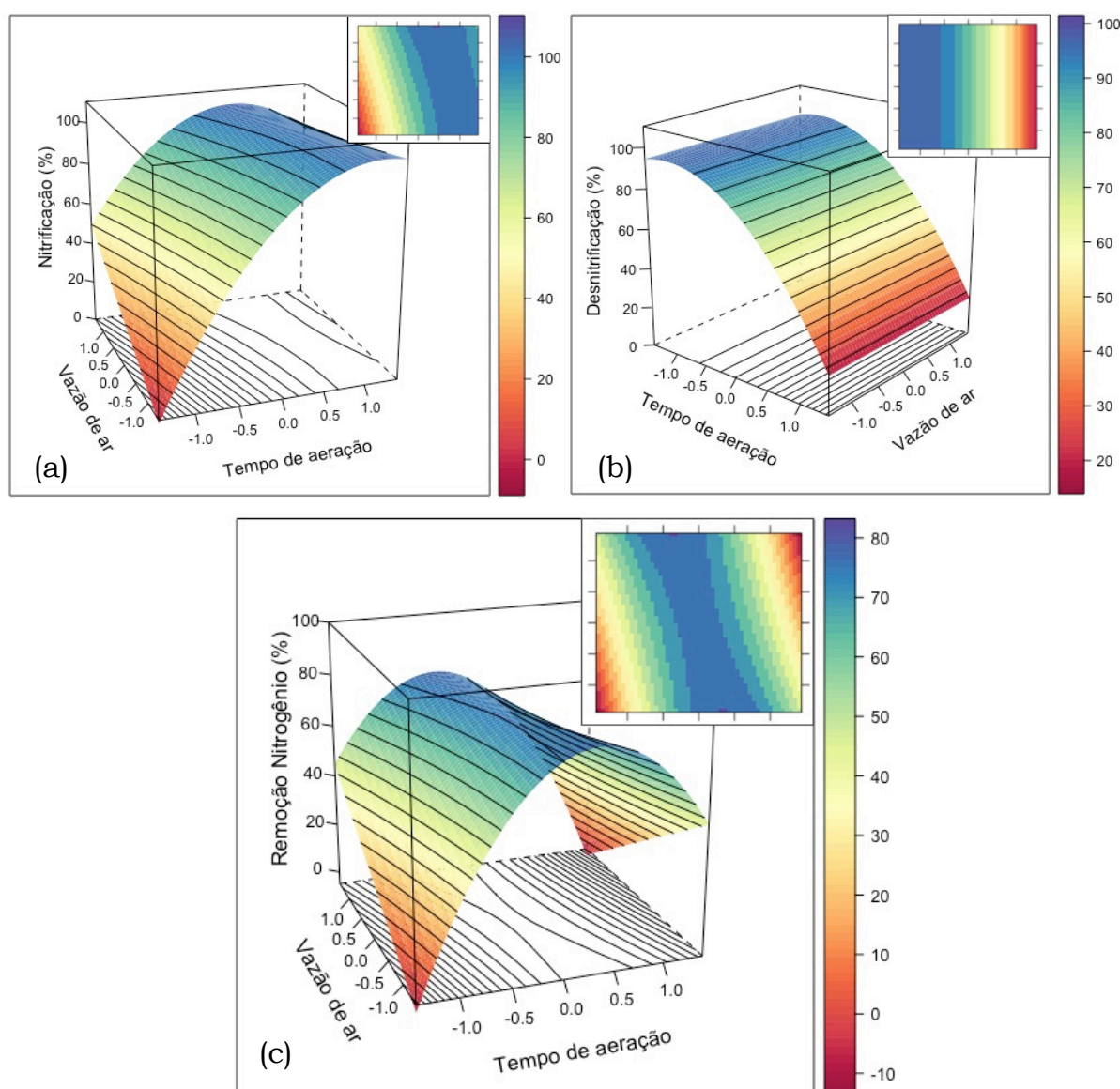
A nitrificação é beneficiada com maiores tempos de aeração e com maiores vazões de ar (Figura 5.11 (a)). É possível observar que a vazão de ar possui maior influência quando o tempo de aeração é menor. Observa-se também que para uma condição de tempo de aeração igual a -1,41 (42



minutos), por exemplo, a vazão de ar de resulta em eficiências de nitrificação que variam de 0 a 50%, enquanto que para tempos de aeração +1,41 (2h e 41min), mesmo variando a vazão de ar a eficiência de nitrificação permaneceu acima de 90%.

A desnitrificação, por outro lado, possui características opostas a apresentada pela nitrificação. A vazão de ar não influenciou (não significativo) na eficiência de desnitrificação. As melhores eficiências do modelo foram obtidas para menores tempo de aeração, se aproximando de 90%.

Figura 5.11 - Superfície de resposta obtida para os modelos de: (a) nitrificação; (b) desnitrificação; (c) remoção total de nitrogênio.



Fonte: do autor.

Porém, para conseguir realizar a remoção de nitrogênio deve-se encontrar uma faixa em que ocorra a maior nitrificação e desnitrificação de forma simultânea. Desta forma, observa-se que a melhor região de remoção de nitrogênio na superfície que mostra a remoção total de nitrogênio apresenta-se na faixa central da superfície, ocorrendo quando se tem o equilíbrio de tempo de aeração e vazão de ar. Nesta região, a eficiência de remoção de nitrogênio total ficou próxima a 80%, sendo esta obtida com um tempo de aeração de 1h e 45min. Nesta região da superfície, a vazão de ar influenciou pouco na resposta do modelo. Porém, nas regiões extremas do tempo de aeração, percebe-se que a vazão de ar tem um papel importante para favorecer ou inibir as etapas de nitrificação e desnitrificação.

Tais valores de eficiência também foram obtidos por Wosiack *et al.* (2015), Barana *et al.* (2013), Cao *et al.* (2017) e Bhatia *et al.* (2017). Alguns autores obtiveram eficiências que permaneceram baixas, como Silva *et al.* (2018), que permaneceu entre 16 e 29% de eficiência de remoção de nitrogênio total. Outros autores também conseguiram obter eficiências maiores que 80% nas melhores fases como Moura *et al.* (2012), Yang (2015), Santos *et al.* (2016), Wang *et al.* (2016) e Moura *et al.* (2018a).

O estudo realizado para diferentes vazões de ar mostrou ser fundamental, uma vez que ela foi considerada um fator significativo para a eficiência de remoção de nitrogênio. Apesar de que nas configurações utilizadas o tempo de aeração demonstrou maior influência nas respostas, a vazão de ar além de influenciar nas respostas é determinante para economizar custos com energia. A determinação de que a vazão de ar influencia na remoção de nitrogênio é inédita, uma vez que este parâmetro foi constante nos trabalhos dos outros autores que utilizaram o SBRRIA.

#### 5.3.4 Perfil temporal

A fim de verificar a concentração das formas de nitrogênio durante um ciclo completo de aeração, realizou-se as análises de perfil temporal. Moura

*et al.* (2018) também realizou esta análise e observou que não havia acúmulo excessivo de nenhuma forma de nitrogênio durante os ensaios, porém na configuração utilizada havia recirculação com razão 3.

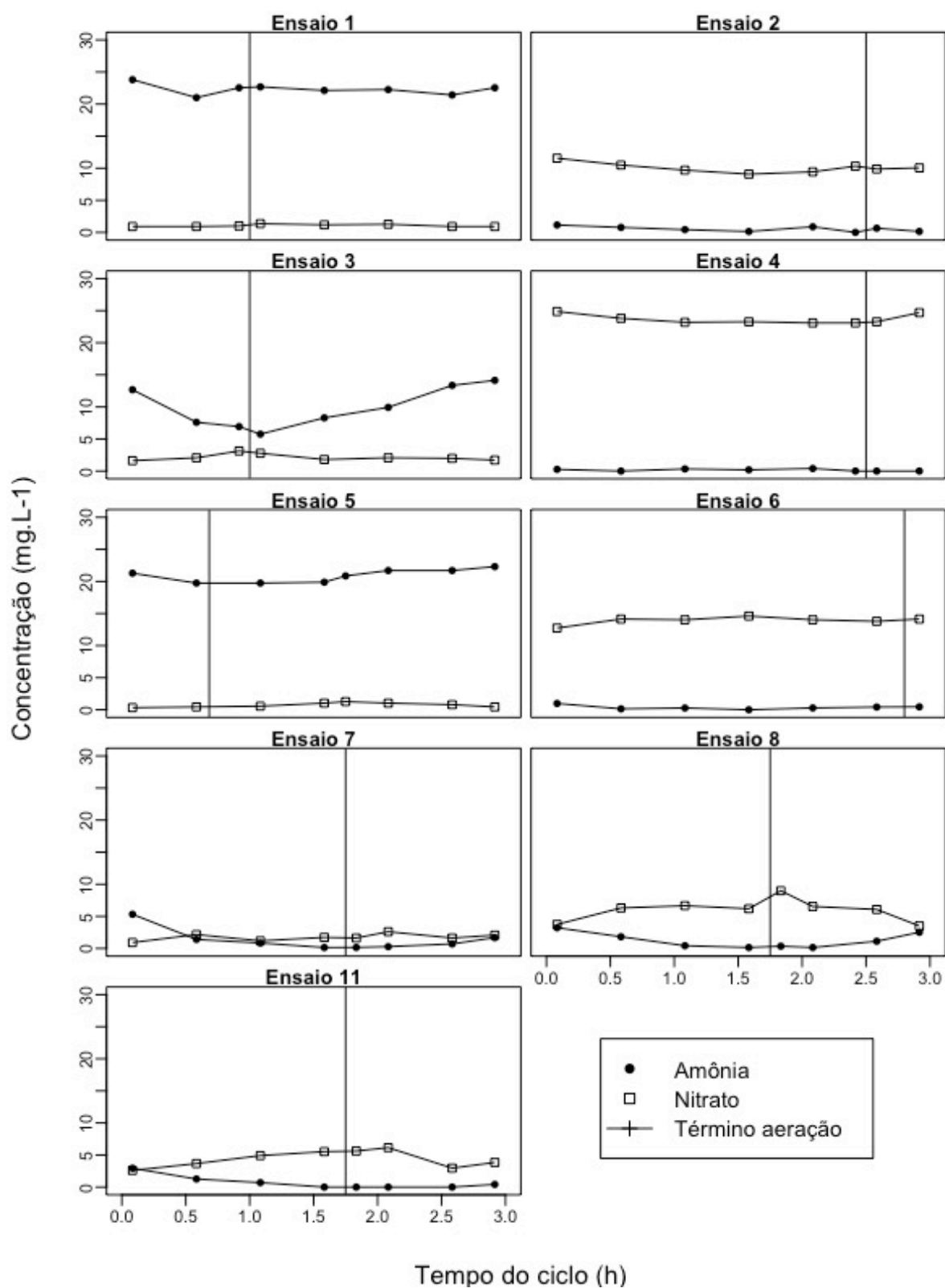
Os dados obtidos do efluente para os compostos de nitrogênio na forma de amônia e nitrato estão apresentados na Figura 5.12. A forma de nitrito foi suprimida da representação gráfica pois permaneceu menor que 1 mg.L<sup>-1</sup> em todos ensaios realizados.

É interessante observar que para os ensaios em que as condições de aeração não foram favorecidas, tem-se maior concentração de amônia e baixa concentração de nitrato. Por outro lado, os ensaios com maior fornecimento de oxigênio tem-se concentrações mais altas de nitrato e menores concentrações de amônia. Nos ensaios 7, 8 e 11, tem-se o balanço entre o tempo de aeração e a vazão de ar, resultando em concentrações baixas de ambos os compostos, amônia e nitrato.

Pode-se observar no geral que não há mudanças nas concentrações dos compostos durante o ciclo de aeração. Comparando com os perfis realizados por Moura *et al.* (2018a), percebe-se que os resultados foram semelhantes e não houve picos de nenhum composto durante os ciclos de aeração. Esta observação é fundamental para afirmar que o fato de diminuir a razão recirculação de 5 para 0, ou seja, desligar a recirculação, não afetou as eficiências obtidas para as condições testadas. A mistura do reator continuou sendo realizada pelos momentos de aeração e não foi comprometida pela ausência da recirculação. Operando o reator SBRRIA sem a recirculação pode trazer economias energéticas consideráveis, e esta consideração é inédita entre os autores que utilizaram o SBRRIA.

Os únicos ensaios que apresentam algum tipo de transformação nas formas de nitrogênio durante os ciclos de aeração/não aeração são os Ensaios 3 e 8. No Ensaio 3 é possível ver a transformação da amônia para nitrato durante a aeração, começando o ciclo próximo a 12mg.L<sup>-1</sup> e terminando a fase aerada próximo a 6mg.L<sup>-1</sup>. No Ensaio 8 é possível ver o nitrato atingir um valor próximo a 10mg.L<sup>-1</sup> ao final da aeração e ser consumido até durante o período não aerada até atingir valores próximos a 5 mg.L<sup>-1</sup>.

Figura 5.12 - Perfil temporal obtidos para os ensaios.



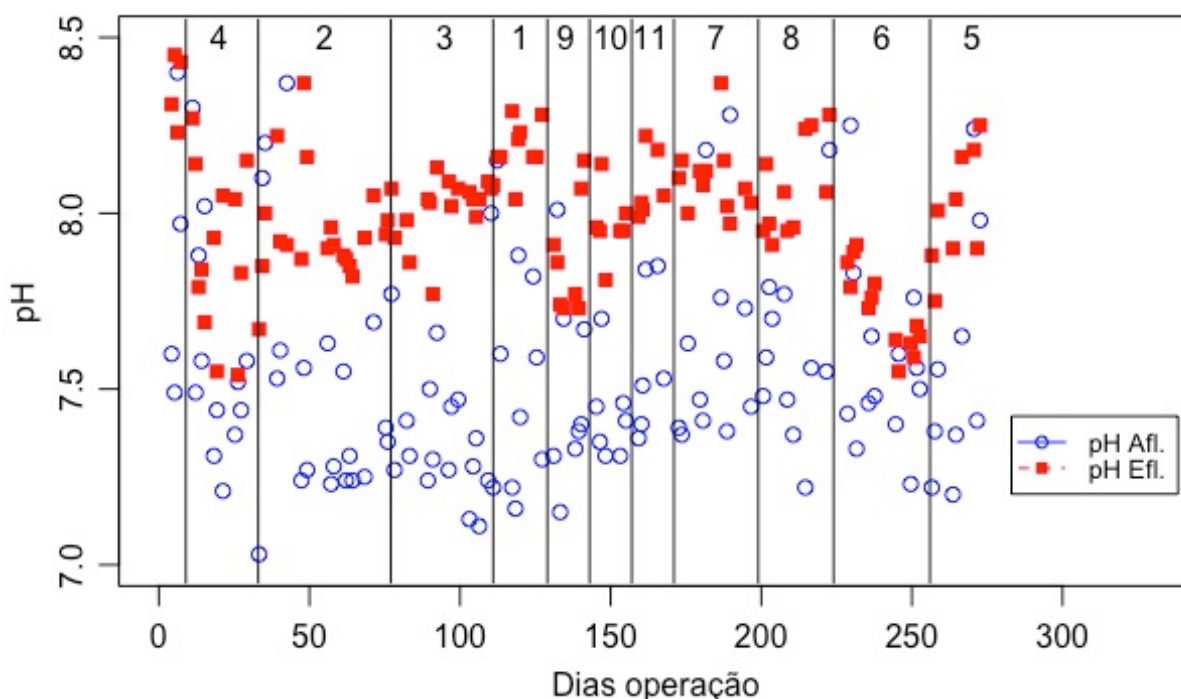
Fonte: do autor.

Nota: Os dados de nitrito foram omitidos da figura pois apresentaram valores próximos a zero, sendo assim a para melhor

### 5.3.5 pH e Alcalinidade

Foram realizadas análises complementares de pH e alcalinidade. Percebe-se que o pH de entrada se manteve na média de 7,5 e o pH de saída próximo a 8,0 para todos os ensaios, conforme Figura 5.13.

Figura 5.13 - pH observado no afluente e efluente do reator.



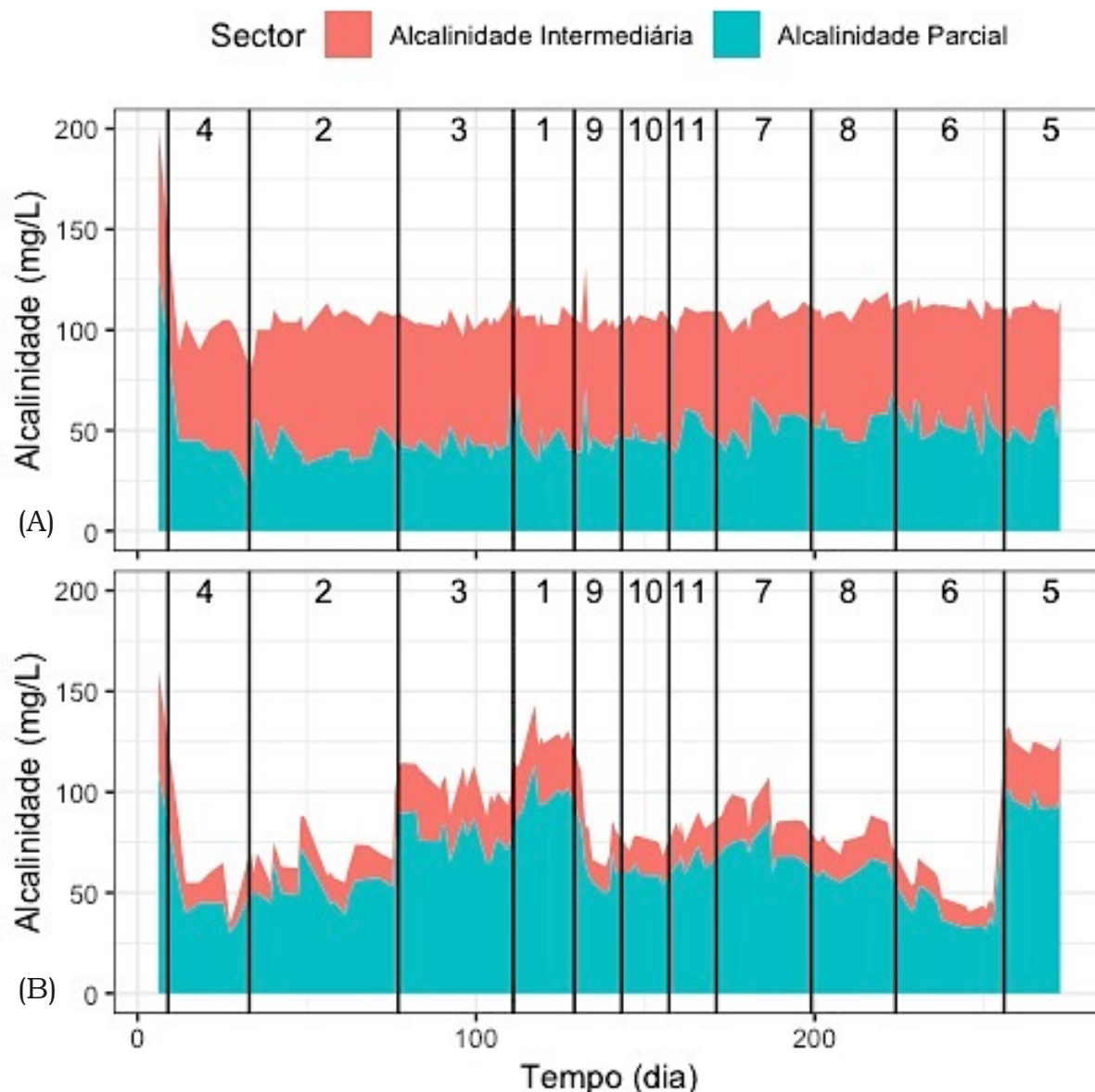
Fonte: do autor.

A alcalinidade total em  $\text{mg-CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  é dada pela somatória da alcalinidade parcial e intermediária. Observando a alcalinidade (Figura 5.14) tem-se que a alcalinidade do afluente permaneceu próximo a  $100 \text{ mg-CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ , porém o efluente apresentou variações que flutuaram de acordo com a quantidade de nitrificação e desnitrificação.

Realizou-se também o balanço de alcalinidade apresentado na Tabela 5.7. Através das concentrações das formas de nitrogênio presentes na saída, possível calcular o consumo e geração teórica de alcalinidade. O consumo de alcalinidade teórica considerou que toda a amônia fosse nitrificada pelo método convencional até nitrato consumindo  $7,14 \text{ mg-CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  por  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de amônia, e a geração teórica de  $3,57 \text{ mg-CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$  para o processo de

desnitrificação de  $1\text{mg.L}^{-1}$  de nitrato. Desta forma foi possível comparar a alcalinidade teórica com a alcalinidade real na saída do efluente.

Figura 5.14 - Alcalinidade na forma de bicarbonato no afluente (A) e efluente (B).



Fonte: do autor.

A partir da Tabela 5.7 é possível observar que a alcalinidade fornecida na alimentação do reator seria insuficiente para realizar o processo convencional de nitrificação, por exemplo, para os ensaios 2, 4 e 6. Nestes ensaios a condição para nitrificação foi favorecida devido ao elevado tempo de aeração.

A diferença obtida entre a alcalinidade teórica e a real sugere que podem ter ocorrido processos paralelos ao convencional, como a remoção por via curta através do nitrito e anammox.

Para os ensaios cuja a alcalinidade foi maior do que a teórica pode demonstrar a geração de alcalinidade pela degradação anaeróbia, devido a falta de oxigênio dissolvido. Como foi discutido no tópico 5.3.1, houve o escurecimento da biomassa dentro do reator para o ensaio 1, o que corrobora com a sugestão de geração de alcalinidade através deste processo anaeróbio para os ensaios cujo fornecimento de OD foi reduzido, como o ensaio 1 e 5, que a alcalinidade da saída foi maior que a da entrada.

Tabela 5.7 - Balanço da alcalinidade teórica e real em mg-CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>.

Ensaio	Entrada	Consumo teórico de alcalinidade pela nitrificação	Geração teórica de alcalinidade pela desnitrificação	Saída teórica	Saída real
E1	106 ± 4	52 ± 14	26 ± 7	80 ± 25	129 ± 7
E2	107 ± 4	190 ± 10	57 ± 9	-26 ± 22	67 ± 10
E3	104 ± 4	125 ± 11	61 ± 6	41 ± 21	102 ± 9
E4	99 ± 7	177 ± 8	34 ± 6	-44 ± 20	57 ± 16
E5	111 ± 3	61 ± 9	30 ± 5	79 ± 17	125 ± 4
E6	112 ± 3	191 ± 6	11 ± 7	-69 ± 17	46 ± 5
E7	109 ± 5	166 ± 20	76 ± 11	19 ± 36	89 ± 9
E8	110 ± 4	181 ± 8	73 ± 6	3 ± 19	78 ± 5
E9	106 ± 11	177 ± 8	65 ± 9	-6 ± 28	76 ± 9
E10	106 ± 7	196 ± 7	78 ± 6	-12 ± 20	75 ± 4
E11	107 ± 5	168 ± 10	72 ± 7	11 ± 21	83 ± 5

Fonte: do autor.

### 5.3.6 Produção de sólidos

A aparência do efluente do reator quando estabilizado é predominantemente límpida. Notou-se durante a operação o desprendimento e liberação de biomassa em períodos de transição entre os ensaios. Tais eventos de maior presença de biomassa no efluente, acontecia de forma predominante durante os períodos de aeração, provavelmente pela mudança

da comunidade microbiana e pelo fato da aeração promover a mistura do reator e gerar atrito das bolhas com a biomassa aderida à- espuma.

Para realizar a análise de sólidos, foram coletadas aproximadamente 2,1L de amostra referente a um ciclo de aeração, deste modo consegue-se estabelecer a média de sólidos para todo o ciclo de aeração, não sofrendo influência se foi coletado durante a aeração ou não.

A quantidade de sólidos totais foi em torno de  $550\text{mg.L}^{-1}$ , determinado predominantemente por sólidos dissolvidos fixos, conforme apresentado pela Tabela 5.8. Os sólidos dissolvidos fixos correspondem aos íons de compostos inorgânicos principalmente como bicarbonato, carbonato, nitrato, amônia, nitrito e íons de metais.

É interessante observar as parcelas de sólidos suspensos totais, pois esta porção de sólidos indica a eficiência do processo e presença de biomassa na saída do efluente. A faixa de sólidos suspensos variou entre de valores não detectados até o valor máximo de  $65,6\text{ mg.L}^{-1}$ . Os valores de sólidos suspensos obtidos também foram observados por Moura *et al.* (2018a), cujo valores variaram entre 5 a  $118\text{ mg.L}^{-1}$ . Silva *et al.* (2018) observou também baixos valores de sólidos suspensos no efluente do SBRRIA, observando valores na faixa de  $20\pm 10\text{ mg.L}^{-1}$ . Santos *et al.* (2016) também relatou valores de sólidos suspensos entre 42 a  $103\text{ mg.L}^{-1}$ . Contudo, pode-se perceber que este tipo de configuração de reator apresenta esta característica de baixa saída de sólidos em seu efluente.

A presença desta quantidade de sólidos suspensos no efluente é um benefício considerável em comparação a sistemas convencionais de remoção de nitrogênio. O SBRRIA, sem uma unidade de decantador secundário, consegue atingir um efluente clarificado. Como exemplo, os autores Marguti *et al.* (2018) avaliaram os sólidos presente em um sistema de lodos ativados em escala real, o efluente após passar por uma sequência de decantadores primários, reatores biológicos e decantadores secundários, obtiveram valores próximo a  $25\text{ mg.L}^{-1}$  de sólidos suspensos totais, valor também encontrado com o SBRRIA, que utiliza de uma única unidade reacional. Porém é difícil estabelecer um comportamento para tratamento e efluentes reais a longo



prazo. Pode ser que seja necessário o descarte de biomassa e sólidos em determinados momentos da operação.

Tabela 5.8 - Análises de sólidos para cada ensaio realizado.

Ensaio	ST	SDV	Massa em mg/L			
			SDF	SSV	SSF	SS
1	478	-	446	23	9	32
2	446	99	341	5	-	5
3	417	69	318	31	-	31
4	586	70	516	*	*	4,5
5	605	184	356	58	8	66
6	499	93	407	-	-	-
7	480	165	298	17	-	17
8	407	113	292	1	1	1
9	463	4	435	5	19	24
10	363	-	360	-	3	3
11	338	-	356	-	0.4	0.4

Fonte: do autor.

Notas: \* Valor não medido,

- valores não detectados,

ST = Sólidos totais, SDV = Sólidos Dissolvidos Voláteis, SDF = Sólidos

Dissolvidos Fixos, SSV = Sólidos suspensos voláteis, SSF = Sólidos

Suspensos Fixos, SS = Sólidos Suspensos.

## 5.4 CONCLUSÕES

Com o término deste trabalho é possível afirmar algumas conclusões quanto esta alternativa tecnologia usada para o tratamento de efluente:

1) Os níveis escolhidos para os fatores de tempo de aeração e vazão de ar, demonstraram que ambos fatores são significativos e alteram as respostas analisadas.

2) Apesar da variação de tempo de aeração e vazão de ar, a eficiência de remoção de DQO média permaneceu acima de 80% para todas as configurações testadas.

3) A eficiência de nitrificação dos ensaios apresentou valores médios entre 24% a 99%, sendo favorecida com o aumento de tempo de aeração e vazão de ar.

4) A eficiência de desnitrificação apresentou médias entre 10% a 96%, e este processo foi favorecido com a aplicação de menores tempo de aeração e menores vazões de ar.

5) A eficiência de remoção de nitrogênio apresentou o seu melhor resultado no ponto central removendo em média 80%. Os dados obtidos e a curva gerada corroboram com a ideia de que os processos de nitrificação e desnitrificação necessitam de um equilíbrio para ocorrerem de forma simultânea.

6) A faixa ótima de operação foi ótima quando o ciclo de aeração intermitente foi de 1h45min aerado com uma vazão de ar de 4,5 L.min<sup>-1</sup> e o período não aerado de 1h15min para a faixa e condições testadas.

7) As análises temporais não demonstraram picos de concentração de nenhum composto durante os ciclos de aeração.

8) As respostas obtidas pelo sistema utilizado sem recirculação se enquadram com o apresentado por outros autores que utilizaram da mesma configuração de reator com recirculação, sendo esta uma inovação para os reatores SBRRIA e podendo economizar energia durante a operação.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a realização deste trabalho foi possível estabelecer o comportamento hidrodinâmico do reator para condições de vazão de ar entre 2,5 a 7 L.min<sup>-1</sup>, razão de recirculação entre 0 e 5 e o tempo de aeração entre 0,5 e 3 horas em um ciclo de três horas. As principais diferenças observadas na saída do reator foi em relação a aplicação ou não da aeração. Durante os períodos aerados o reator se comportou de forma mistura completa e quando a aeração foi desligada atuou como um reator pistonado. A vazão de ar e a recirculação não demonstraram nenhuma variação no efeito de mistura do reator. A recirculação não foi necessária, nas configurações testadas, para garantir a mistura do reator, uma vez que durante os períodos aerados a mistura era feita devida a movimentação das bolhas de ar.

O desligamento da recirculação foi testado durante a segunda etapa do trabalho, sendo operado tratando esgoto sanitário sintético. Os resultados obtidos se equipararam aos resultados de outros autores que utilizaram da recirculação. Desta forma o desligamento da recirculação pôde ser aprovada para o efluente tratado e nas configurações utilizadas, sendo esta uma operação inédita para esta tecnologia.

Com a operação do reator obteve-se dados que demonstraram a necessidade de um equilíbrio entre os processos de nitrificação e desnitrificação, promovendo um balanço entre o tempo de aeração e a vazão de ar, para realizar a remoção de nitrogênio do sistema. A faixa ótima de operação foi quando o reator foi submetido a uma aeração de 1h 45min e o período não aerado de 1h 15 min, com vazão de ar na faixa de 4,5L.min<sup>-1</sup>.

Sendo assim, este trabalho corrobora com outros autores que encontraram esta tecnologia como uma alternativa mais eficiente para o tratamento de matéria orgânica com remoção de nitrogênio. O reator apresentou robustez, conseguindo atuar com eficiência e ter a capacidade de retomar a eficiência de ambos os processos de nitrificação e desnitrificação diante as variações extremas de tempo de aeração e vazão de ar.

## **7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

Após a realização deste estudo, é possível pensar em continuações para estabelecer e otimizar alguns critérios para esta tecnologia. Como sugestão para trabalhos futuros indica-se:

Aumentar a carga orgânica do afluente. Com o aumento da carga orgânica a necessidade de oxigênio do sistema será maior e a vazão de ar pode mostrar maior influência.

Incluir testes em que a vazão de ar seja pequena durante um período de aeração contínua. Nesta configuração poderá ser verificada se o leito estruturado oferece o gradiente necessário de oxigênio para a realização da etapa de desnitrificação.

Variar as dimensões do leito estruturado e o volume ocupado pelo mesmo (número de hastes, como exemplo), tentando encontrar uma relação entre volume de leito e características do afluente.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, R. G. B. et al. Nitrogen removal by simultaneous partial nitrification, anammox, and denitrification (SNAD) in a structured-bed reactor treating animal feed processing wastewater: Inhibitory effects and bacterial community. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 133, p. 108-115, 2018.
- ALVES, C. F. et al. Remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 3, 2018.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, D.C., 2012.
- BARANA, A. C. et al. Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 1, n. 3, p. 453–459, 2013.
- BHATIA, A. et al. Effect of intermittent aeration on microbial diversity in an intermittently aerated IFAS reactor treating municipal wastewater : A field study. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 52, n. 5. p. 440–448, 2017.
- BINTANJA, H. H. J.; BRUNSMANN, J. J. e BOELHOUWER, C. The use of oxygen in a rotating disc process. **Water Research**, v. 10, n. 6, p. 561–565, 1976.
- BRAGA, B. e HESPANHOL, I. **Introdução à Engenharia Ambiental: O desafio do desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.
- CAO, G. M. et al. Characterization of nitrifying and denitrifying bacteria coimmobilized in PVA and kinetics model of biological nitrogen removal by coimmobilized cells. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 30, n. 1, p. 49–55, 2002.
- CAO, Y. et al. The effect of dissolved oxygen concentration (DO) on oxygen diffusion and bacterial community structure in moving bed sequencing batch reactor ( MBSBR ). **Water Research**, v. 108, p. 86–94, 2017.
- CHECKLEY, W. et al. Effect of water and sanitation on childhood health in a poor Peruvian peri-urban community. **Lancet**, v. 363, n. 9403, p. 112–118, 2004.
- GARCÍA-RUIZ, M. J. et al. Nitrogen removal capacity and bacterial community dynamics of a Canon bio filter system at different organic matter concentrations. **Chemosphere**, v. 193, p. 591–601, 2018.

VAN DE GRAAF, A. A. et al. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 61, n. 4, p. 1246–1251, 1995.

GUPTA, A. B. e GUPTA, S. K. Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. **Water Research**, v. 35, n. 7, p. 1714–1722, 1999.

HE, T. et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by *Pseudomonas tolaasii* Y-11 without nitrite accumulation during nitrogen conversion. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 493–499, 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil: 2015**. Rio de Janeiro, RJ, 2015.

LEVENSPIEL, O. **Chemical Reaction Engineering**. 3. ed. New York: John Wiley & Sons, 1999.

LEVENSPIEL, O. **Tracer technology: modeling the flow of fluids**. New York: Springer, 2012.

LI, C. et al. Removal of nitrogen by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification of a phosphate accumulating bacterium *Pseudomonas stutzeri* YG-24. **Bioresource Technology**, v. 182, p. 18–25, 2015.

MA, B. et al. Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advances. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 981–990, 2016.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA filho, S. S.; PIVELI, R. P. Full-scale effects of addition of sludge from water treatment stations into processes of sewage treatment by conventional activated sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 215, p. 283–293, 2018.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2013.

MIDDLEBROOKS, E. J.; JENKINS, D. Kinetics and effluent quality in extended aeration. **Water Research**, v. 3, p. 39–46, 1969.

MOURA, R. B. et al. Carbon-nitrogen removal in a structured-bed reactor (SBRRIA) treating sewage: Operating conditions and metabolic perspectives. **Journal of Environmental Management**, v. 224, p. 19–28. jun., 2018a.

MOURA, R. B. et al. Hydrodynamic characteristics of a structured bed reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA). **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 35, n. 2, 2018b.

MOURA, R. B.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Nitrogen and carbon removal from synthetic wastewater in a vertical structured-bed reactor under intermittent aeration. **Journal of Environmental Management**, v. 98. n. 1,

p. 163–167, 2012.

MOURA, R. B. **Desempenho de um reator vertical de fluxo contínuo e leito estruturado com recirculação do efluente, submetido à aeração intermitente, na remoção de carbono e nitrogênio de um efluente sintético**. 2011. 92. f. Dissertação (mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

MUNCH, E. V; LANT, P.; KELLER, P. Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale batch reactors. **Water Research**, v. 30, n. 2, p. 277–284, 1996.

NARKIS, N.; REBHUN, M. Denitrification at various carbon to nitrogen ratios. **Water Research**, p. 2–7, 1979.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: SP: CENGAGE Learning, 2007.

OSADA, T.; HAGA, K.; HARADA, Y. Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by the activated sludge units with the intermittent aeration process. **Water Research**, v. 25, n. 11, p. 1377–1388, 1991.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Planejamento de Experimentos e Otimização de Processos**. 3. ed. Campinas, SP: Casa do Espírito Amigo Fraternidade Fé e Amor, 2014.

SÁNCHEZ, F. et al. CFD simulation of fluid dynamic and biokinetic processes within activated sludge reactors under intermittent aeration regime. **Water Research**, v. 139, p. 47–57, 2018.

SANTOS, C. E. D. et al. Influence of COD/N ratio and carbon source on nitrogen removal in a structured-bed reactor subjected to recirculation and intermittent aeration (SBRRIA). **Journal of Environmental Management**, v. 166, p. 519–524, 2016.

SATTAYATEWA, C. et al. Organic nitrogen transformations in a 4-stage Bardenpho nitrogen removal plant and bioavailability/biodegradability of effluent DON. **Water Research**, v. 43, n. 18, p. 4507–4516, 2009.

SCOTT, A. J.; KNOTT, M. A cluster analysis method for grouping means in the analysis of variance. **Biometric**, v. 30, p. 507–512, 1974.

SILVA, B. G.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. Effects of intermittent aeration periods on a structured-bed reactor continuously fed on the post-treatment of sewage anaerobic effluent. **Bioprocess and Biosystems Engineering**. v. 41, n. 8, p. 1115–1120, 2018.

SLACK, P. The black death past and present: some historical problems. **Transactions of The Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 83, n. 4, p. 461–463, 1989.

SPERLING, M. Von. **Introdução a qualidades das águas e tratamento de esgoto**. 4th edn. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

SUN, Y. et al. Enhanced biological nitrogen removal and N<sub>2</sub>O emission characteristics of the intermittent aeration activated sludge process. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 16, n. 4, p. 761–780, 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Nitrogen Control**. Washington (DC): US EPA, 1993.

WAKSMAN, S. A. The Story of a Great Bacteriologist. **New Jersey Agricultural Experiment Station**, p. 197–226, 1946.

WANG, G. et al. Study of simultaneous partial nitrification, ANAMMOX and denitrification (SNAD) process in an intermittent aeration membrane bioreactor. **Process Biochemistry**, v. 51, n. 5, p. 632–641, 2016.

WOSIACK, P. A. et al. Removal of COD and nitrogen from animal food plant wastewater in an intermittently-aerated structured-bed reactor. **Journal of Environmental Management**, v. 154, p. 145–150, 2015.

YANG, J. et al. Intermittent aeration in one-stage partial nitrification / anammox process. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 413–420, 2015.

YOO, H. et al. Nitrogen removal from synthetic wastewater by simultaneous nitrification and denitrification (SND) via nitrite in an intermittently-aerated reactor. **Water Research**, v. 33, n. 1, p. 145–154, 1999.

YOSHIDA, Y.; HIRATA, K. Changes in the qualities of treatment water in the nitrogen removal with intermittent aeration. **Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries**, v. 47, n. 8, p. 1055–1058, 1981.

ZHANG, F. et al. A novel simultaneous partial nitrification Anammox and denitrification (SNAD) with intermittent aeration for cost-effective nitrogen removal from mature landfill leachate. **Chemical Engineering Journal**, v. 313, p. 619–628, 2017.



**APÊNDICES**

APÊNDICE A – Ajuste do modelo teórico aos dados obtidos para os experimentos hidrodinâmicos de 1 a 17 do DCCR.

