



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades



Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

EDUARDO MARQUES MIGUEL

**ANÁLISE DA REMOÇÃO/RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM PÓS-
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO VIA CONSÓRCIO
MICROALGAS-BACTÉRIAS EM REATOR *FLATPANEL* EM ESCALA
PILOTO POR BATELADAS**

Bauru

2022

EDUARDO MARQUES MIGUEL

**ANÁLISE DA REMOÇÃO/RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM PÓS-
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO VIA CONSÓRCIO
MICROALGAS-BACTÉRIAS EM REATOR *FLATPANEL* EM ESCALA
PILOTO POR BATELADAS**

Dissertação apresentada como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Área de Concentração Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva

Co-orientador: Prof. Dr. Germán Buitrón Méndez

Bauru

2022



Miguel, Eduardo Marques.

Análise da remoção/recuperação de nutrientes em pós-tratamento de esgoto sanitário via consórcio microalgas-bactérias em reator *flatpanel* em escala piloto por bateladas/ Eduardo Marques Miguel, 2022 191 f. : il.

Orientador: Gustavo Henrique Ribeiro da Silva
Coorientador: Germán Buitrón Méndez

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp). Faculdade de Engenharia, Bauru, 2022

1. Tratamento anaeróbio. 2. Fotobiorreator. 3. Microalgas. 4. Regressão linear. 5. Modelagem. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia II. Título.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE EDUARDO MARQUES MIGUEL, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 06 dias do mês de janeiro do ano de 2023, às 14:00 horas, por meio de Videoconferência, realizou-se a defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO de EDUARDO MARQUES MIGUEL, intitulada **ANÁLISE DA REMOÇÃO/RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES EM PÓSTRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO VIA CONSÓRCIO MICROALGAS-BACTÉRIAS EM REATOR FLATPANEL EM ESCALA PILOTO POR BATELADAS**. A Comissão Examinadora foi constituída pelos seguintes membros: Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA (Orientador(a) - Participação Virtual) do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru UNESP, Prof. Dr. LUIZ ANTONIO DANIEL (Participação Virtual) do(a) Departamento de Hidráulica e Saneamento / Escola de Engenharia - USP - São Carlos, Prof^a. Dr^a. ADRIANA CRISTINA CHERRI NICOLA (Participação Virtual) do(a) Departamento de Matematica / Faculdade de Ciencias de Bauru UNESP. Após a exposição pelo mestrando e arguição pelos membros da Comissão Examinadora que participaram do ato, de forma presencial e/ou virtual, o discente recebeu o conceito final: Aprovado _____. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelo(a) Presidente(a) da Comissão Examinadora.

Gustavo Henrique
Ribeiro da Silva

Assinado de forma digital por Gustavo Henrique Ribeiro da Silva
DN: cn=Gustavo Henrique Ribeiro da Silva, o, ou,
email=gustavo.ribeiro@unesp.br, c=BR
Dados: 2023.02.24 14:35:13 -03'00'

Prof. Dr. GUSTAVO HENRIQUE RIBEIRO DA SILVA

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Gustavo Henrique Ribeiro da Silva, por todo o apoio em minha jornada do mestrado e pelo amparo em todos os contratempos, sempre compreensivo e didático, atuando como colega de trabalho além de orientador.

À Banca de Qualificação, formada pela Profa. Dra. Ana Paula Erbetta Sueitt e pelo Prof. Dr. Clovis Wesley Oliveira de Souza, pela sugestão de melhores rumos para a pesquisa.

Ao Dr. Felipe Teles, pela relevante ajuda na análise dos dados da pesquisa.

À CAPES, pela viabilização deste trabalho com a concessão da bolsa de estudos.

À UNESP e servidores, por me acolherem de forma tão calorosa em meu retorno para a pós-graduação.

Aos colegas com quem dividi o Laboratório de Saneamento da Unesp, por todas as ideias e momentos enriquecedores que tivemos juntos, seja no laboratório ou em campo. Agradeço especialmente ao Hugo, Thalita e Carol, por toda a ajuda e ensinamentos.

Ao DAE Bauru e aos servidores técnicos do Laboratório de Saneamento da Unesp, pelo espaço, equipamentos e toda a ajuda necessária para viabilização deste trabalho.

Aos colegas de pós-graduação do Programa de Engenharia Civil e Ambiental, por tornar essa jornada mais fácil ao dividir os momentos bons e ruins.

Aos amigos que me apoiaram ao longo de todo o processo, cada um à sua maneira. Agradeço à Mariana, ao Celso, à Silvia, ao Túlio, a todos que dividiram moradia comigo ao longo destes três anos em Bauru, ao Pedro, ao Igor.

A todos os amigos e colegas, que embora não citados nominalmente, significaram apoio ao longo desta importante etapa.

Ao meu pai Antonio, por me incentivar e genuinamente acreditar em meus projetos.

À minha mãe Rosinês, por me amparar frente às quaisquer dificuldades pessoais.

À minha irmã Natália, por sempre se desdobrar para me ajudar quando realmente preciso.

RESUMO

No modelo centralizado de saneamento adotado atualmente há elevado custo de implantação, operação e manutenção, além da desvalorização de resíduos e nutrientes presentes no efluente. Um novo modelo descentralizado e preocupado em reaproveitar subprodutos do tratamento apresenta-se como alternativa viável e sustentável. Os sistemas anaeróbios de tratamento destacam-se entre as soluções descentralizadas pela sua simplicidade, potencial de reaproveitamento energético e baixo custo, porém, não são eficazes na remoção de nutrientes e geralmente requerem pós-tratamentos associados. Somado a isso, a aplicação de biorreatores com microalgas como único tratamento pode ter eficácia prejudicada por altos níveis de matéria orgânica, sendo muito vantajosa sua aplicação como pós-tratamento de reatores anaeróbios. Ao utilizar microalgas no tratamento de esgoto sanitário, os nutrientes que outrora contribuiriam para eutrofização de corpos d'água receptores são removidos e fixados na biomassa algal, possibilitando ainda seu reaproveitamento em produtos de interesse da sociedade. No contexto global de intensificação da demanda agrícola por fertilizantes a base de nitrogênio, fósforo e potássio, fontes alternativas são almejadas. Neste cenário, este trabalho visa contribuir com a base técnico-científica sobre o tema, estudando a influência exercida pela temperatura e intensidade luminosa na remoção de nutrientes e no desenvolvimento da biomassa algal em um reator instalado ao ar livre. Para isso, foi introduzido esgoto tratado anaerobiamente em um fotobiorreator do tipo *flat panel* de dimensões 1,2x0,6x0,1m operando com volume de 50 L e inoculado com consórcio adaptado de microalgas-bactérias nativas obtidas no esgoto em questão. O regime de operação foi em bateladas de 7 dias e ao longo de cada ciclo foram retiradas amostras para verificar a qualidade do efluente em termos de nutrientes dissolvidos e biomassa algal. Foram realizadas análises estatísticas à partir dos dados coletados e verificada a magnitude da influência exercida por cada variável através de métodos de regressão. Foram desenvolvidos sete modelos por regressão linear simples, relacionando variáveis correlacionáveis do tratamento e três modelos por regressão múltipla que melhor explicaram as taxas de remoção de nitrogênio, fósforo e produção de biomassa. Foram encontradas fortes correlações entre variáveis de iluminação com a remoção de nitrogênio inorgânico e pH com o fósforo total. Também foi verificado efeito significativo das concentrações iniciais dos nutrientes em suas taxas de remoção médias diárias.

Palavras-chaves: tratamento anaeróbio, fotobiorreator, microalgas, regressão linear, modelagem.

ABSTRACT

Today's sewage and sanitation systems focus efforts in centralizing the wastewater generated by a whole region in a single area for treatment, it incurs high costs both building and maintaining, apart from the waste of potential valuable resources present in wastewater. A decentralized reuse-orientated model presents itself as a viable and sustainable alternative. In such case, anaerobic treatment systems could be the system of choice because of its innate simplicity and huge recycling potential. In this regard, anaerobic system's nutrient removal inefficiency, one of its most notable flaw, could be beneficially exploited if associated with post-treatment focused in nutrient recovery. Microalgae bioreactors have the necessary features to fulfill this role as post-treatment, with nutrients that would otherwise cause rivers eutrophication being recovered by microalgae. Stored nutrients could be applied in other fields of society, like biofuels and bioplastics or in agriculture as biofertilizers. In this scenario, this work aims to contribute as technical-scientific base, studying the influence of light intensity and temperature in the process of nutrient removal and biomass growth in an outdoor reactor. To assess the problem, anaerobically treated sewage was used as substract in an outdoor flat panel photobioreactor with dimensions of 1.2x0.6x0.1m, operating with a volume of 50 L and inoculated with an adapted native microalgae-bacteria consortium obtained from the used sewage. The PBR was operated in a 7-day batch regime, and samples were taken throughout each cycle to check the quality of the effluent in terms of dissolved nutrients and algal biomass. Statistical analyses were performed on the collected data, and the magnitude of the influence exerted by each variable was verified through regression methods. Seven models were developed using simple linear regression, relating correlated variables of the treatment. Three models were developed using multiple linear regression to explain removal rates of nitrogen and phosphorus and biomass production. Strong correlations were found between lighting variables and inorganic nitrogen removal, and pH and total phosphorus. Significant effect of initial nutrient concentrations on their average daily removal rates was also verified.

Keywords: anaerobic treatment, photobioreactor, microalgae, linear regression, modelling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Influência da temperatura na disponibilidade das formas de amônia x pH.	12
Figura 2 –	Fotobiorreatores flat panel feitos em vidro na Universidade do Arizona (EUA). ...	14
Figura 3 –	Fotobiorreator flat panel flexível instalado no Departamento de Engenharia Química da Universidade de Almeria (Espanha). b) Fotobiorreator flat panel alveolar inclinado a fim de maximizar incidência solar.	15
Figura 4 –	Diagrama do ciclo do nitrogênio.	19
Figura 5 –	Competição pelo nitrogênio em meio aquoso.	21
Figura 6 –	Desenho esquemático com as dimensões do fotobiorreator do tipo flat panel.	27
Figura 7 –	Operação padrão do flat panel. a) Volume de inóculo utilizado. b) Volume de operação.	28
Figura 8 –	Bateladas executadas e dias de amostragem.	29
Figura 9 –	Amostras retiradas do flat panel: Bruta à esquerda e filtrada pelas membranas 1,2 μm e 0,45 μm à direita.	30
Figura 10 –	Temperaturas médias, máximas, mínimas, precipitação total e intensidade luminosa média diária ao longo do experimento. A escala da medição diária de precipitação foi ajustada, multiplicando-se por 3, para melhor visualização gráfica.	47
Figura 11 –	Sólidos em suspensão totais (SST), temperatura média diária ($T_{\text{méd}}$) e intensidade luminosa média diária ($I_{\text{lu.méd.}}$) nas Bateladas de 1 a 13. Também indicadas temperatura e intensidade luminosa média para cada estação.	49
Figura 12 –	Sólidos em suspensão totais (SST) e pH nas Bateladas de 1 a 13.	51
Figura 13 –	Compostos nitrogenados, temperatura média diária ($T_{\text{méd}}$) e intensidade luminosa média diária ($I_{\text{lu.méd.}}$) nas Bateladas 1 a 13. As concentrações dos compostos nitrogenados foram ajustadas para a escala dividindo-se o valor por 4.	53

Figura 14 –	Compostos nitrogenados e sólidos em suspensão totais (SST) nas Bateladas de 1 a 13. As concentrações dos compostos nitrogenados foram ajustadas para a escala dividindo-se o valor por 4.	57
Figura 15 –	Fósforo total (P _{total}) nas Bateladas de 1 a 13. A temperaturas médias observadas foram ajustadas para a escala multiplicando-se o valor por 10. Também indicadas temperatura e intensidade luminosa média para cada estação.	60
Figura 16 –	Fósforo total (P _{total}), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e sólidos em suspensão totais (SST) nas Bateladas de 1 a 13. As concentrações de nitrogênio inorgânico foram ajustadas para a escala dividindo-se o valor por 4.	62
Figura 17 –	Plotagem da dispersão dos pontos para FOTONS_ACUM x R_NID_TOTAL. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.	87
Figura 18 –	Plotagem com ajuste de linha para FOTONS_ACUM x R_NID_TOTAL. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.	88
Figura 19 –	Plotagem da dispersão dos pontos para pH x P. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.	90
Figura 20 –	Plotagem com ajuste de linha para pH x P. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.	91
Figura 21 –	Plotagem da dispersão dos pontos de NID_INICIAL x TR_NID_TOTAL_FINAL. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.	93
Figura 22 –	Plotagem com ajuste de linha para NID_INICIAL x TR_NID_TOTAL_FINAL. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.	94
Figura 23 –	Plotagem da dispersão dos pontos de P_INICIAL x TR_P_TOTAL_FINAL. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.	97
Figura 24 –	Plotagem com ajuste de linha para TR_P_TOTAL_FINAL x P_INICIAL. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.	98
Figura 25 –	Plotagens com ajuste de linha para DO540 X SST; DO682 X SST; DO750 X SST, respectivamente.	99
Figura B.1 –	Curva de calibração e equação da linha de tendência para ensaio de P _{total}	143

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Caracterização do esgoto sanitário do reator anaeróbio proveniente da ETE Tibiriçá, (n = 7).	25
Tabela 2 –	Parâmetros investigados em cada amostra retirada do flat panel.	30
Tabela 3 –	Datas de coleta de amostras ao longo das treze bateladas executadas.	42
Tabela 4 –	Temperatura ambiental média diária (°C) no ponto de instalação do flat panel.	43
Tabela 5 –	Intensidade luminosa média diária PAR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) no local do flat panel.	44
Tabela 6 –	Tempo de luz diário (h) no ponto de instalação do flat panel.	44
Tabela 7 –	pH aferido nas amostras brutas do flat panel.	45
Tabela 8 –	Duração diária das precipitações (min) no ponto de instalação do flat panel.	45
Tabela 9 –	Precipitação (mm) registrada no ponto de instalação do flat panel.	46
Tabela 10 –	Resumo dos parâmetros ambientais observados nas bateladas de 1 a 13, os valores expostos são relativos às médias dos valores aferidos durante os 7 dias de batelada. Intensidade luminosa máxima, por exemplo, expõe a média dos valores máximos diários.	47
Tabela 11 –	Resumo dos parâmetros ambientais observados agrupados por estação do ano.	48
Tabela 12 –	Resumo dos parâmetros de produção de biomassa calculados. Agrupados por estação do ano.	50
Tabela 13 –	Resumo dos parâmetros relativos a produção de biomassa obtidos para cada batelada de 1 a 13.	51
Tabela 14 –	Resumo dos parâmetros de remoção de nitrogênio calculados. Agrupados por estação do ano.	54
Tabela 15 –	Resumo dos parâmetros relativos a remoção de NID obtidos para cada batelada de 1 a 13.	54
Tabela 16 –	Agrupamento das bateladas consecutivas em sequências.	55

Tabela 17 –	Bateladas por ordem decrescente de remoção percentual de Ptotal e pH final.	61
Tabela 18 –	Resumo dos parâmetros de remoção de fósforo calculados. Agrupados por estação do ano.	61
Tabela 19 –	Resumo dos parâmetros relativos a remoção de nutrientes e produção de biomassa obtidos para cada batelada de 1 a 13.	61
Tabela 20 –	Resumo dos destaques observados.	63
Tabela 21 –	Resumo dos parâmetros relativos a remoção de nutrientes e produção de biomassa obtidos individualmente nas bateladas de 1 a 13.	64
Tabela 22 –	Resultados da ANOVA para P_INICIO.	66
Tabela 23 –	Resultados da ANOVA para NID_INICIO.	66
Tabela 24 –	Resultados da ANOVA para SST_INICIO.	66
Tabela 25 –	Resultados da ANOVA para P_INICIO.	67
Tabela 26 –	Resultados da ANOVA para NID_INICIO. Incluindo Bat. 5 e 6.	67
Tabela 27 –	Resultados da ANOVA para SST_INICIO. Incluindo Bat. 5 e 6.	67
Tabela 28 –	Resultados da ANOVA para P_INICIO. Excluindo Bat. 5 e 6.	68
Tabela 29 –	Resultados da ANOVA para NID_INICIO. Excluindo Bat. 5 e 6.	68
Tabela 30 –	Resultados da ANOVA para SST_INICIO. Excluindo Bat. 5 e 6.	68
Tabela 31 –	Resultados da ANOVA para R_NID_TOTAL_FINAL. Incluindo Bat. 5 e 6.	69
Tabela 32 –	Resultados da ANOVA para R_P_TOTAL_FINAL. Incluindo Bat. 5 e 6.	69
Tabela 33 –	Resultados da ANOVA para TR_NID_TOTAL_FINAL. Incluindo Bat. 5 e 6.	69
Tabela 34 –	Resultados da ANOVA para TR_P_TOTAL_FINAL. Incluindo Bat. 5 e 6.	70
Tabela 35 –	Resultados da ANOVA para R_NID_TOTAL_FINAL. Excluindo Bat. 5 e 6.	70
Tabela 36 –	Resultados da ANOVA para R_P_TOTAL_FINAL. Excluindo Bat. 5 e 6.	70
Tabela 37 –	Resultados da ANOVA para TR_NID_TOTAL_FINAL. Excluindo Bat. 5 e 6.	70

Tabela 38 –	Resultados da ANOVA para TR_P_TOTAL_FINAL. Excluindo Bat. 5 e 6.	71
Tabela 39 –	Resultados da ANOVA para o modelo “1a”.	75
Tabela 40 –	Resultados da ANOVA para o modelo “1b”.	75
Tabela 41 –	Resultados da ANOVA para o modelo “1c”.	75
Tabela 42 –	Resultados da ANOVA para o modelo “1d”.	76
Tabela 43 –	Resultados da ANOVA para o modelo “1e”.	76
Tabela 44 –	Resultados da ANOVA para o modelo “1f”.	76
Tabela 45 –	Resultados da ANOVA para o modelo “1g”.	76
Tabela 46 –	Resultados da ANOVA para o modelo “1h”.	76
Tabela 47 –	Resultados da ANOVA para o modelo “1i”.	76
Tabela 48 –	Resultados da ANOVA para o modelo “2a”.	77
Tabela 49 –	Resultados da ANOVA para o modelo “2b”.	77
Tabela 50 –	Resultados da ANOVA para o modelo “2c”.	77
Tabela 51 –	Resultados da ANOVA para o modelo “2d”.	77
Tabela 52 –	Resultados da ANOVA para o modelo “2e”.	78
Tabela 53 –	Resultados da ANOVA para o modelo “2f”.	78
Tabela 54 –	Resultados da ANOVA para o modelo “2g”.	78
Tabela 55 –	Resultados da ANOVA para o modelo “2h”.	78
Tabela 56 –	Resultados da ANOVA para o modelo “2i”.	78
Tabela 57 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3a”.	79
Tabela 58 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3b”.	79
Tabela 59 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3c”.	80
Tabela 60 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3d”.	80

Tabela 61 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3e”.	80
Tabela 62 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3f”.	80
Tabela 63 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3g”.	80
Tabela 64 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3h”.	80
Tabela 65 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3i”.	81
Tabela 66 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3j”.	81
Tabela 67 –	Resultados da ANOVA para o modelo “3k”.	81
Tabela 68 –	Resultados do modelo ajustado para FOTONS_ACUM x R_NID_TOTAL.	88
Tabela 69 –	Estimativa de remoção percentual de DIN x observações reais.	89
Tabela 70 –	Resultados do modelo ajustado para PH x P.	91
Tabela 71 –	Resultados do modelo ajustado para NID_INICIAL x TR_NID_TOTAL_FINAL.	93
Tabela 72 –	Resultados do modelo ajustado para P_INICIAL x TR_P_TOTAL_FINAL.	97
Tabela 73 –	Resultados do teste ANOVA entre os modelos 1f, 1g, 1h e 1i.	102
Tabela 74 –	Modelos testados para TR_P_TOTAL_FINAL, variáveis explicativas e coeficiente de determinação ajustado.	102
Tabela 75 –	Resultados do modelo “1f”.	103
Tabela 76 –	Resultados do teste ANOVA entre os modelos 2e, 2g, 2h e 2i.	104
Tabela 77 –	Modelos testados para TR_NID_TOTAL_FINAL, variáveis explicativas e coeficiente de determinação ajustado.	104
Tabela 78 –	Resultados do teste ANOVA entre os modelos 2i e 2j.	105
Tabela 79 –	Modelos finais para TR_NID_TOTAL_FINAL, variáveis explicativas e coeficiente de determinação ajustado.	105

Tabela 80 – Resultados do modelo “2j”.	106
Tabela 81 – Resultados do teste ANOVA entre os modelos 3h, 3i, 3j e 3k.	107
Tabela 82 – Resultados do teste ANOVA entre os modelos 3h e 3k.	107
Tabela 83 – Modelos finais para TP_SST_TOTAL_FINAL, variáveis explicativas e coeficiente de determinação ajustado.....	107
Tabela 84 – Resultados do modelo “3h”.	108
Tabela A.1 – Temperatura média diária.	133
Tabela A.2 – Temperatura máxima diária.	133
Tabela A.3 – Temperatura mínima diária.	134
Tabela A.4 – Intensidade luminosa média diária PAR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).	134
Tabela A.5 – Intensidade luminosa máxima diária PAR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).	135
Tabela C.1.a – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis climáticas”, relativas ao período D0 D7.	144
Tabela C.1.b –Correlograma “variáveis climáticas x variáveis climáticas”, relativas ao período D0 D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	144
Tabela C.1.c – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis climáticas”, relativas ao período D0 D3.	145
Tabela C.1.d –Correlograma “variáveis climáticas x variáveis climáticas”, relativas ao período D0 D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	145
Tabela C.2.a –Correlograma “variáveis climáticas x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0 D7.	146
Tabela C.2.b – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0 D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	146
Tabela C.2.c –Correlograma “variáveis climáticas x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0 D3.	147

Tabela C.2.d – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0 D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	147
Tabela C.3.a –Correlograma “variáveis climáticas x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D7.	148
Tabela C.3.b – Correlograma “variáveis climáticas x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	148
Tabela C.3.c –Correlograma “variáveis climáticas x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D3.	149
Tabela C.3.d – Correlograma “variáveis climáticas x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	149
Tabela C.4.a –Correlograma “variáveis climáticas x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D7.	150
Tabela C.4.b –Correlograma “variáveis climáticas x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	150
Tabela C.4.c –Correlograma “variáveis climáticas x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D3.	151
Tabela C.4.d – Correlograma “variáveis climáticas x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	151
Tabela C.5.a –Correlograma “variáveis laboratoriais x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0 D7.	152
Tabela C.5.b – Correlograma “variáveis laboratoriais x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0 D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	153
Tabela C.5.c –Correlograma “variáveis laboratoriais x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0 D3.	154
Tabela C.5.d – Correlograma “variáveis laboratoriais x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0 D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	155

Tabela C.6.a –Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D7.	156
Tabela C.6.b – Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	157
Tabela C.6.c –Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D3.	158
Tabela C.6.d –Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	159
Tabela C.7.a –Correlograma “taxas nutrientes x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D7.	160
Tabela C.7.b –Correlograma “taxas nutrientes x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	161
Tabela C.7.c –Correlograma “taxas nutrientes x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D3.	162
Tabela C.7.d –Correlograma “taxas nutrientes x taxas nutrientes”, relativas ao período D0 D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.	163
Tabela C.8.a –Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D7.	164
Tabela C.8.b –Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D7. Excluindo B5 e B6.	164
Tabela C.8.c –Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D3.....	165
Tabela C.8.d –Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D3. Excluindo B5 e B6.	165
Tabela C.9.a –Correlograma “taxas nutrientes x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D7...	166
Tabela C.9.b –Correlograma “taxas nutrientes x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D7. Excluindo B5 e B6.....	166

Tabela C.9.c –Correlograma “taxas nutrientes x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D3...167

Tabela C.9.d –Correlograma “taxas nutrientes x taxas biomassa”, relativas ao período D0 D3.
Excluindo Bat. 5 e 6.....167

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	Associação Americana de Saúde Pública (<i>American Public Health Association</i>).
BOA	Bactérias nitrificantes oxidadoras de amônia
BON	Bactérias nitrificantes oxidadoras de nitrito
B _{SST}	Biomassa total gerada em termos de sólidos em suspensão totais.
B _{SSV}	Biomassa total gerada em termos de sólidos em suspensão voláteis.
C	Carbono
C ₀	Concentração do nutriente (mg.L ⁻¹) aferida em D0
C ₇	Concentração do nutriente (mg.L ⁻¹) aferida em D7
C1	Concentração de nutriente em mistura 1 (Balanço de massa)
C2	Concentração de nutriente em mistura 2 (Balanço de massa)
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior
Cf	Concentração de nutriente em mistura final (Balanço de massa)
CO ₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
NID	Nitrogênio inorgânico dissolvido (<i>dissolved inorganic nitrogen</i>)
DO	Densidade óptica
DO540	Densidade óptica em 540 nm
DO682	Densidade óptica em 682 nm
DO750	Densidade óptica em 750 nm
DQO	Demanda química de oxigênio
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FAFA	Filtro anaeróbio de fluxo ascendente

FEB	Faculdade de Engenharia de Bauru
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia em forma não ionizada
NH ₄ ⁺	Amônio (amônia em forma ionizada)
NMP	Número mais provável
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
NPK	Fertilizantes sintéticos a base de nitrogênio, fósforo e potássio
NTK	Nitrogênio Total <i>Kjeldahl</i>
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
P _{total}	Fósforo total
PB _{SSV}	Produtividade biomassa em termos de sólidos em suspensão totais.
PB _{SST}	Produtividade biomassa em termos de sólidos em suspensão voláteis.
PVC	Policloreto de Polvinila
RT	Remoção total de nutriente em valor absoluto
SSF	Sólidos em suspensão fixos
SST	Sólidos em suspensão totais
SST _{Di}	Sólidos em suspensão totais aferido em Di (inicial)
SST _{Df}	Sólidos em suspensão totais aferido em Df (final)
SSV	Sólidos em suspensão voláteis
SSV _{Di}	Sólidos em suspensão voláteis aferido em Di (inicial)
SSV _{Df}	Sólidos em suspensão voláteis aferido em Df (final)
TR	Taxa de remoção de nutriente
UNESP	Universidade Estadual Paulista “ <i>Júlio de Mesquita Filho</i> ”

V1	Volume da mistura 1 (Balanço de massa)
V2	Volume da mistura 2 (Balanço de massa)
Vf	Volume da mistura final (Balanço de massa)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS	4
2.1. OBJETIVO GERAL.....	4
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. MODELOS CENTRALIZADO E DESCENTRALIZADO DE TRATAMENTO DE ESGOTO	5
3.2. TRATAMENTO ANAERÓBIO.....	6
3.3. MICROALGAS COMO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	7
3.4. SISTEMAS ABERTOS E FOTOBIOREACTORES FECHADOS	12
3.4.1. FLAT PANEL	14
3.5. NITROGÊNIO E FÓSFORO EM ESGOTO SANITÁRIO	16
3.6. ASSIMILAÇÃO, NITRIFICAÇÃO E DENITRIFICAÇÃO	19
3.7. AMÔNIA, NITRITO E NITRATO	23
4. METODOLOGIA.....	25
4.1. EFLUENTE DE ESTUDO	25
4.2. CONSÓRCIO DE MICROALGAS UTILIZADO.....	26
4.3. FOTOBIOREACTOR E REGIME DE OPERAÇÃO	26
4.4. COLETA DE DADOS E ANÁLISES LABORATORIAIS	28
4.5. MÉTODOS ANALÍTICOS	30
4.6. MÉTODO - ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	31
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
5.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	42
5.2 MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO	43
5.3 ANÁLISE DESCRITIVA - BIOMASSA (SST)	49
5.4 ANÁLISE DESCRITIVA - REMOÇÃO DE NUTRIENTES – NITROGÊNIO	53

5.5	ANÁLISE DESCRITIVA - REMOÇÃO DE NUTRIENTES – FÓSFORO	59
5.6	CONSIDERAÇÕES INICIAIS PARA AS ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	63
5.7	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	65
5.8.	CORRELAÇÕES LINEARES	82
5.9	MODELAGEM.....	86
6.	CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS	109
6.1.	PRINCIPAIS.....	109
6.2.	ESPECÍFICAS.....	110
6.3.	PERSPECTIVAS.....	113
7.	RECOMENDAÇÕES	114
8.	BIBLIOGRAFIA	115
	APÊNDICE A – CONDIÇÕES DO TEMPO.....	133
	APÊNDICE B – MÉTODOS ANALÍTICOS E ADAPTAÇÕES.....	136
	SÓLIDOS EM SUSPENSÃO TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS	136
	DENSIDADE ÓPTICA.....	137
	NITROGÊNIO AMONÍACAL	138
	NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL	139
	NITRITO	140
	NITRATO	141
	FÓSFORO TOTAL	142
	APÊNDICE C – CORRELOGRAMAS	144

1. INTRODUÇÃO

Água potável e esgoto sanitário, primeiramente percebidos e tratados como temas distintos e quase antagônicos, são postos cada vez mais em proximidade com o avançar da ciência. O adensamento das ocupações humanas aumenta a carga poluente presente no esgoto sanitário, que somado à proximidade geográfica entre as cidades não permite que haja tempo para a autodepuração dos corpos d'água receptores por processos naturais. O efeito cumulativo incorre em impactos ambientais diretos e indiretos e acaba por demonstrar a ineficiência econômica quando analisado o ciclo completo, visto que recursos naturais importantes são desperdiçados e, ao mesmo tempo tornam-se problemas ao serem descarregados, onerando o tratamento aos próximos usuários do mesmo corpo hídrico.

No Brasil, a principal regulamentação em vigor nesta temática é a resolução CONAMA 357/2005. A resolução qualifica os corpos hídricos em categorias de qualidade e dispõe que os efluentes ali despejados não devem ser capazes de alterar o enquadramento do corpo receptor. Na prática, isso significa que as águas residuárias devem passar por tratamentos capazes de reduzirem sua carga poluente até que seus parâmetros não alterem o corpo d'água de destino.

Tal regulamentação visa apenas manter a qualidade atual do corpo receptor naquele trecho, ou seja, ainda que a regulamentação fosse plenamente atendida e duramente fiscalizada em todas as regiões do país, não seria garantido que rios previamente degradados se recuperassem. Somado ao fato de que hoje existem inúmeras contribuições clandestinas que não atendem aos padrões de emissão e de que muitas contribuições podem ser caracterizadas como esgoto de alta carga, a tendência é que a qualidade dos corpos d'água se deteriore. Existe então fundamento para uma mudança de paradigma em relação aos sistemas de tratamento atuais (VERSTRAETE et al., 2009; BATSTONE et al., 2015).

É neste cenário que o saneamento básico e ambiental encontra a necessidade de desenvolver modelos eficientes de tratamento que possibilitem a transição para uma economia circular, canalizando parte daquele esforço outrora totalmente voltado à abordagem tradicional de tratar e afastar o esgoto para aperfeiçoar propostas alinhadas com a crescente demanda por soluções ligadas ao reaproveitamento de recursos.

Inúmeros são os sistemas de tratamento de esgotos até então concebidos, e diversas são as etapas aplicadas em cada diferente sistema a fim de suprir deficiências de fases

anteriores, isso é feito para que se atinjam padrões de lançamento condizentes com as regulamentações. Sistemas anaeróbios, por exemplo, de simples operação e adaptados para a realidade climática brasileira, em muito se beneficiariam com pós-tratamentos devido a sua ineficácia em remoção de nutrientes, notadamente nitrogênio e fósforo (CHERNICHARO, 2007; LETTINGA et al., 1993).

O nitrogênio e o fósforo são elementos essenciais aos seres vivos, sobretudo os vegetais. Ao serem descartados em corpos hídricos, o nitrogênio junto ao fósforo contribuem para a eutrofização e consequente redução no oxigênio disponível no corpo receptor (TCHOBANOGLOUS et al., 1991; VON SPERLING, 1996). Nos esgotos, o nitrogênio está presente principalmente em forma de amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio orgânico (ARANA, 2010).

Neste sentido, reatores de microalgas se destacam como pós-tratamento complementar pois realizam a remoção e assimilação destes nutrientes que não são suficientemente removidos nos tratamentos anaeróbios, além da sua capacidade de remoção de patógenos. As microalgas encontram ambiente favorável para aumento de sua biomassa em substratos ricos em nitrogênio e fósforo, e é a assimilação desses nutrientes o fenômeno a ser explorado com a finalidade de remover, recuperar e tratar o esgoto (SLOMPO et al., 2020; SILVA et al., 2019; FERNANDES et al., 2017; FERNANDES et al., 2015; UGGETTI et al., 2014; XU et al., 2015; ZHU et al., 2013). Com a associação de sistemas anaeróbios e microalgas, são solucionadas grande parte das deficiências observadas em sistemas de tratamentos de esgoto exclusivamente anaeróbios.

O tratamento de esgoto com utilização de microalgas pode ser feito em sistemas abertos ou fotobiorreatores fechados (ZITTELLI et al., 2013). Um fotobiorreator do tipo *flat panel*, por ser considerado um sistema fechado, possui menor interferência de precipitações climáticas, menor evaporação e maior facilidade no controle/monitoramento dos parâmetros internos quando comparado aos sistemas abertos, com a desvantagem de ter custos mais elevados e possuir maior dificuldade de escalabilidade (POSTEN, 2009; TREDICI ET AL., 2010; LARDON ET AL., 2009; CLARENS ET AL., 2010; BOROWITZKA & MOHEIMANI, 2013; KUMAR; SINGH, 2019).

Outros microorganismos além das microalgas também estão presentes nos reatores, como bactérias heterotróficas, nitrificantes, cilióforos, rotíferos, protozoários, etc. As relações de competição entre os microrganismos presentes nos reatores são complexas,

possuem potencial de influenciar a eficácia global do sistema e são regidas também por fatores ambientais como intensidade luminosa e temperatura (SFORZA et al., 2014).

Entre os processos que ocorrem dentro dos reatores está a nitrificação, que consiste na conversão da amônia para nitrato em duas etapas por ação metabólica das bactérias nitrificantes, e a desnitrificação, que é o processo de conversão do nitrato a nitrogênio gasoso por ação das bactérias desnitrificantes (CHANG et al., 2011; MUÑOZ et al., 2009). A influência dos processos de nitrificação e desnitrificação na eficácia do sistema se encontra no fato de que as transformações realizadas indisponibilizam ou dificultam a assimilação do nitrogênio por parte das microalgas (GONZALEZ-CAMEJO et al., 2018). A alteração na relação N:P também pode influenciar na forma como a recuperação de nutrientes é feita microbiologicamente (FERNANDES et al., 2017).

Os processos de nitrificação e desnitrificação são condicionados por parâmetros ambientais, como temperatura e intensidade luminosa e por parâmetros inerentes ao tratamento e sua operação como o pH, oxigênio disponível e tempo de retenção (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2020). A relação entre os parâmetros abióticos é dinâmica ao longo do tempo e ocorre de forma diferente dentro de cada tipo de reator, adicionando ainda mais condicionantes à eficácia dos sistemas (HUANG et al, 2017, NWOBA et al., 2019). Os efeitos referentes ao acúmulo de amônia, nitritos e nitratos em fotobiorreatores e a forma como se dá a competição por estes compostos são tópicos ainda em investigação.

O presente trabalho busca compreender relações entre as diversas variáveis envolvidas no tratamento, contemplando o impacto das condições iniciais, nutrientes dissolvidos e variáveis ambientais nas taxas de tratamento e produção de biomassa.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

A pesquisa busca compreender a influência das variáveis envolvidas no processo de remoção de nutrientes em esgoto sanitário anaerobiamente tratado através do uso de um consórcio microalgas-bactérias nativo, de forma a desenvolver modelos que expliquem a remoção de nitrogênio inorgânico e fósforo no fotobiorreator.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estudar a remoção de nutrientes (N e P) de efluentes anaerobiamente tratados, submetidos a pós-tratamento em fotobiorreator do tipo flat panel escala piloto ao ar livre;
- Investigar a influência da intensidade luminosa, temperatura e tempo de incidência de luz à remoção de nutrientes;
- Investigar a influência da intensidade luminosa, temperatura e tempo de incidência de luz ao desenvolvimento de microalgas;
- Identificar correlações entre variáveis do tratamento que possam ajudar na compreensão da remoção de nutrientes.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. MODELOS CENTRALIZADO E DESCENTRALIZADO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O modelo de saneamento mais aplicado mundialmente e atualmente estabelecido como convencional consiste em centralizar para tratamento em um único local, nas chamadas estações de tratamento de esgoto (ETEs), o esgoto sanitário originado em distintas regiões.

O esgoto sanitário possui em sua composição matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos, destiná-lo de forma incorreta significa contribuir com a transmissão de doenças associadas a tais organismos e com a eutrofização dos corpos d'água receptores (VON SPERLING, 1996). Além do carbono, nutrientes e patógenos, o esgoto sanitário também tem em sua composição micropoluentes orgânicos, sendo em sua grande parte fármacos excretados por urina e fezes (LIENERT et al., 2007).

Ocorre que, além dos tratamentos usualmente empregados nas ETEs implicarem perda de nutrientes, não aproveitamento de subprodutos, desperdício de água e emissão de cargas poluidoras residuais (LARSEN et al., 2016), também é perceptível a falta de eficiência do modelo nos elevados custos de implantação, operação e manutenção do sistema (SABRY, 2010), sobretudo para realizar o transporte deste esgoto da origem aos reatores propriamente ditos (LIBRALATO; VOLPI GHIRARNIDI; AVEZZÙ, 2012).

Em paralelo, apresentando-se como alternativa viável e sustentável, existem formas descentralizadas de tratamento. No modelo descentralizado procura-se efetuar o tratamento próximo à fonte, minimizando o investimento necessário em redes coletoras e seus custos de operação e manutenção (WILDERER; SCHREFF, 2000). Outra vantagem, por exemplo, é a maior facilidade de se associar um conceito de saneamento onde seja feita a segregação das fontes (água cinzas e negras) e a implantação de tratamentos específicos a cada uma delas. Assim recupera-se mais facilmente nutrientes e subprodutos inerentes a cada fonte, além de se aproveitar de forma mais eficiente os recursos disponíveis (LIBRALATO et al., 2012).

Os sistemas descentralizados de tratamento mostram-se particularmente adequados a populações de até 10.000 habitantes (GIKAS et al., 2017) e, no Brasil 44% dos municípios (2446 de 5570) se enquadram nesse parâmetro (IBGE, 2020).

Por serem financeiramente mais acessíveis e favorecerem recuperação e reutilização de nutrientes, os sistemas descentralizados possuem potencial de contribuir com a redução do número de pessoas sem acesso a saneamento básico ao mesmo tempo em que contribuem com o meio ambiente, demonstrando o caráter de responsabilidade socioambiental deste modelo (NAPHI, 2004).

Apesar do potencial, a mudança para um novo sistema descentralizado deve ocorrer gradualmente, pois significaria abandonar um paradigma bem estabelecido e parte dos investimentos já feitos no modelo centralizado, demandando a elaboração de uma nova infraestrutura e de novos investimentos (CORDELL et al., 2011).

3.2. TRATAMENTO ANAERÓBIO

Destaca-se no modelo descentralizado os processos de tratamento caracterizados por interações anaeróbias. Esse sistema demanda uma operação pouco sofisticada e pode ser disseminada aos usuários sem que seja necessário conhecimento especializado acerca de sua microbiologia. Possui também como vantagens a reduzida área de implantação e menor geração de lodo quando comparado aos processos aeróbios. Outro benefício é o saldo energético obtido no processo por conta de uma menor demanda de energia elétrica e a possibilidade de posterior aproveitamento do metano gerado como combustível. (KASSAB et al., 2010; ZEEMAN et al., 2008).

Os reatores anaeróbios são considerados uma das principais tecnologias que permitem a recuperação de energia e nutrientes. Isso se deve ao fato de converterem a matéria orgânica em biogás enquanto os nutrientes são preservados para posterior recuperação e reutilização (DE WILT et al., 2016; ELAWWAD; KARAM; ZAHER, 2017; KASSAB et al., 2010; ZEEMAN et al., 2008). Por outro lado, isso significa que a eficiência na remoção da matéria orgânica e nutrientes é menor que nos reatores aeróbios convencionais.

O fato do tratamento anaeróbio preservar os nutrientes faz com que na maioria dos casos não se atinjam os padrões exigidos pela legislação ambiental para lançamento em corpos d'água, sendo necessário associar pós-tratamentos complementares aos efluentes destes reatores (CHERNICHARO, 2007; LETTINGA et al., 1993).

A tecnologia anaeróbia mostra-se adequada à realidade brasileira visto as condições climáticas favoráveis (característica indispensável para o sucesso da implantação). Exemplo de tratamento anaeróbio empregado em ETEs brasileiras, o filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAFA) conta com alta eficiência de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos em suspensão totais (SST) por unidade de área e lodo de descarte bem estabilizado (LETTINGA, 1995) porém é incapaz de remover com eficiência o nitrogênio e fósforo (METCALF; EDDY, 2003; VON SPERLING, 1996).

3.3. MICROALGAS COMO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Um método para tratamento e recuperação de compostos do esgoto sanitário que vem ganhando destaque é o uso de microalgas. As microalgas são organismos unicelulares que apesar de encontradas em diversos ambientes, são observadas majoritariamente em meio aquático, sejam águas doces ou salgadas (WANG et al., 2008).

Estas podem efetivamente assimilar nitrogênio, fósforo, dióxido de carbono (CO_2) e outros macro e micronutrientes presentes no esgoto, convertendo-os em biomassa microalgal. A biomassa obtida nesse processo pode ser utilizada para a produção de bioenergia, biofertilizantes, bioplásticos, corantes e produtos químicos (CUELLAR-BERMUDEZ et al., 2017; GAO et al., 2016; METCALF, L.; EDDY, 2016). No entanto, o crescimento das microalgas pode ser inibido quando há presença de altos níveis de matéria orgânica no esgoto, o que prejudica a eficiência do tratamento e dificulta o seu uso isoladamente (LEE; LEE, 2003; OSWALD, 1988). Sendo assim, o uso de microalgas se mostra particularmente efetivo com associação de pré-tratamento realizado por processos anaeróbios (SLOMPO et al., 2020; SILVA et al., 2019; FERNANDES et al., 2017; FERNANDES et al., 2015; UGGETTI et al., 2014; XU et al., 2015; ZHU et al., 2013).

Os sistemas de tratamento com microalgas permitem remoção conjunta de micropoluentes e recuperação de nutrientes (DE WILT et al., 2016), além disso capturam CO_2 durante a fotossíntese, o que reduz a emissão de gases de efeito estufa (RAZZAK et al., 2013) e também são capazes de adsorver metais benéficos a plantas e ao solo presentes nos efluentes como Al, Fe, Cu, Zn, Co, etc (WILDE; BENEMANN, 1993). Para utilizar

destes elementos tão proveitosos às plantas presentes no esgoto é necessário que após a recuperação pelas microalgas sejam adotados métodos para separá-las do meio em que foram cultivadas, como filtração, sedimentação, floculação, centrifugação, flotação ou ainda uma combinação entre estes (HENDERSON; PARSONS; JEFFERSON, 2008).

Sabendo da possibilidade de separação e reaproveitamento das microalgas cultivadas, tornam-se pertinentes as investigações sobre formas de otimizar as culturas, aumentando sua eficácia e eficiência, como por exemplo o estudo dos fatores condicionantes de seu crescimento, possíveis condições e substâncias inibidoras, relações de competição entre os microrganismos presentes no tratamento, etc.

No caso dos microrganismos presentes, sabe-se que as microalgas nativas nos esgotos coexistem com bactérias heterotróficas, nitrificantes, cilióforo, rotíferos, protozoários, etc. (SFORZA et al., 2014) alguns dos quais competem pelos nutrientes ali disponíveis e podem inclusive preda as microalgas (HALFHIDE et al., 2015).

Diferentes são as espécies de microalgas e suas características. Dentre as diversas espécies, as com mais comum ocorrência no tratamento de esgoto são as do gênero *Scenedesmus* e *Chlorella* (ARBIB et al., 2014; ÁLVAREZ-DÍAZ et al., 2017). São também os gêneros *Scenedesmus* e *Chlorella* os mais tolerantes a poluentes orgânicos (PALMER, 1969). Além disso, o gênero *Chlorella* tem grande adaptabilidade ao esgoto e resistência contra protozoários, favorecendo o crescimento da biomassa antes que seja consumida por predadores (GUPTA et al., 2019).

Os estudos supracitados foram conduzidos em condições laboratoriais controladas, algo que não reflete a realidade de operação dos reatores ao ar livre, onde existem flutuações tanto da temperatura quanto de outros parâmetros (GUPTA et al., 2019; LING et al., 2019). É por esse motivo que o cultivo de culturas puras em reatores ao ar livre, além de ser tarefa difícil, acaba por se tornar contraproducente, em troca, consórcios de microalgas nativas melhor adaptadas poderiam ser aplicadas (THOMAS et al., 2019).

Quando se fala em cultura de microalgas, as espécies envolvidas nos consórcios podem alterar os efeitos e características do reator para tratamento do esgoto. Sabe-se, por exemplo, que em condições ambientais não-laboratoriais, consórcios de microalgas nativas do esgoto são mais adaptadas e tendem a dominar as culturas, atingindo resultados de performance superiores aos de culturas puras. A produção de biomassa por parte dos consórcios nativos pode atingir valor superior em 25% e remoção de N superior em 19% quando comparado a culturas puras (THOMAS et al., 2019). Além disso, a utilização de

consórcios nativos é a condição que mais se aproxima da aplicação em estações de tratamento de esgoto, onde não é realístico executar a seleção de espécies específicas (CHO et al., 2011). Também é condição conveniente por não considerar indesejadas nenhuma das espécies de microalgas presentes no esgoto, sendo elas parte do sistema ali formado (HIDAKA et al., 2014). O cultivo de culturas nativas foi aplicado com sucesso em estações de tratamento de esgoto como relatado por Sturm et al., 2011 e Takabe et al., 2016.

Entretanto, o equilíbrio do sistema-consórcio é facilmente afetado pelos parâmetros ambientais, tendo em vista que diferentes espécies performam melhor em diferentes condições. Exemplos de parâmetros capazes de influenciar o desenvolvimento das microalgas nos reatores são: temperatura, pH e intensidade luminosa (LEE; LEE, 2003; LI, 2006; MAHALE et al., 2013; OSWALD, 1988).

- **Temperatura.**

As culturas de microalgas possuem capacidade máxima de crescimento quando mantidas em temperatura ótima (HUANG et al., 2019; IPPOLITI et al., 2016). Valores abaixo da temperatura ótima limitam seu crescimento por afetar a cinética de processos enzimáticos celulares (HUANG et al., 2017; SERRA-MAIA et al., 2016). Valores muito elevados podem diminuir o desempenho da cultura por desativar proteínas envolvidas na fotossíntese, em casos extremos podem levar à morte das células (NWOBA et al., 2019; SERRA-MAIA et al., 2016).

A temperatura ótima pode variar para uma mesma espécie a depender do meio em que está inserida e a depender de outros parâmetros ambientais observados no reator (SFORZA et al., 2014; BINNAL & BABU, 2017), o que faz com que seja necessária uma análise criteriosa caso a caso para maior precisão na determinação, principalmente nos estudos de culturas puras.

Exemplos da particularidade de diferentes culturas foram observados com relação a temperatura ótima de trabalho. Huang et al. (2019) encontraram a temperatura ótima de 38,7 °C para a espécie *Chlorella pyrenoidosa* cultivada em meio de cultura. Já Sforza et al. (2014) encontraram a temperatura ótima de 30 °C para *Chlorella protothecoides* cultivada em efluente primário, enquanto que Binnal e Babu (2017) encontraram 25 °C para a mesma espécie (*Chlorella protothecoides*) cultivada em efluente secundário,

indicando que a temperatura ótima não só varia entre espécies mas também pode variar para uma mesma espécie dependendo das características do meio.

No tratamento de esgoto via consórcio microalgas-bactérias, além das já citadas microalgas do gênero *Chlorella* (como *Chlorella pyrenoidosa* e *Chlorella protothecoides*), são também de comum ocorrência as microalgas *Scenedesmus sp.* pois, segundo Latiffi et al. (2017), desde regiões de clima tropical até o clima mediterrâneo são observadas condições coincidentes com seus parâmetros ótimos de cultivo. Em mesma pesquisa foram relatadas maiores taxas de crescimento para a espécie quando mantida em temperatura de 25 a 30 °C. Ao encontro deste estudo, Ruiz-Martínez et al. (2015) descreveram temperatura ótima entre 26 e 31,3°C para remoção de amônia por *Scenedesmus sp.*

Em um reator ao ar livre, as variações sazonais na temperatura média diária podem influenciar a eficiência do sistema, fornecendo, para um mesmo fotobiorreator, diferentes resultados com relação a remoção de nutrientes e produção de biomassa ao longo do ano.

- **Intensidade luminosa:**

A intensidade luminosa é um dos parâmetros que influencia a produtividade, remoção de nutrientes e saúde geral da cultura de microalgas (CARVALHO et al., 2011; FERRO et al., 2018; IASIMONE et al., 2018; LEHMUSKERO et al., 2018; LIAO et al., 2017; MEHAN et al., 2018; ABU-GHOSH et al., 2016; BINNAL & BABU, 2017; SILVA et al., 2019).

Foi observado por Raeisossadati et al. (2019) que o crescimento da cultura possui proporcionalidade com a intensidade luminosa até que se atinja um valor limite, chamado de ponto de saturação, quando a atividade fotossintética atinge sua capacidade máxima. Intensidade luminosa acima do ponto de saturação não é efetivamente aproveitada pela cultura e, caso ultrapassado este valor ótimo, começam a ser danificados os fotossistemas 1 e 2 (complexos proteicos envolvidos no processo de fotossíntese) causando fotoinibição da cultura (BINNAL & BABU, 2017; RAMANNA et al., 2017). Por outro lado, intensidade luminosa abaixo da ótima torna-se fator limitante para o desenvolvimento das microalgas (LEHMUSKERO et al., 2018; MARTÍNEZ et al., 2018).

Da Fontoura et al. (2017) testou intensidades luminosas até 200 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e observou que melhores remoções de nutrientes com *Scenedesmus sp.* foram atingidas em

intensidade luminosa de $182,5 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ enquanto que a máxima produção de biomassa foi em $200 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$. Os resultados sugerem que não foi atingida a intensidade luminosa de saturação para a espécie podendo haver faixas de luminosidade superiores a $200 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ com produção ainda maior de biomassa.

Reatores ao ar livre possuem o benefício da luz solar, opção mais econômica para cultivo de microalgas (MEHAN et al., 2018; OTONDO et al., 2018), mas estão sujeitos às variações sazonais, que alteram a intensidade da luz e seu espectro (CASTRILLO et al., 2018), o que pode prejudicar a produtividade dependendo da adaptabilidade da cultura (RAMANNA et al., 2017; JEBALI et al., 2018).

Além disso, a intensidade luminosa de fotoinibição das microalgas é afetada pela temperatura a que está submetida a cultura (HUANG et al, 2017), por exemplo, microalgas toleram irradiações maiores quando mantidas em temperatura ótima (NWOBA et al., 2019), o que demonstra existência de relações também entre as condicionantes ambientais em um reator.

- **Potencial Hidrogeniônico (pH):**

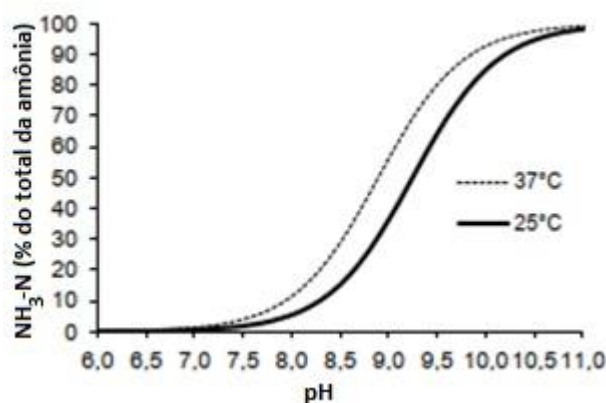
A relevância do pH em culturas de microalgas pode ser inferida primeiramente pelo fato de ser ele um dos fatores que determina a solubilidade do dióxido de carbono e minerais no meio, influenciando direta e indiretamente o metabolismo de microalgas. Sua importância também está no potencial de inativação de enzimas celulares de microalgas em condições ácidas (TRIPATHI et al., 2015).

Estudos em busca de pH ótimo voltado a máxima geração de microalgas indicam que existe faixa preferencial de pH para produção. Microalgas do gênero *Spirulina*, por exemplo, apesar de não usualmente empregada no tratamento de esgoto, são extensivamente pesquisadas pelo interesse em sua alta produtividade. Estudos de culturas puras indicam que determinado valor de pH, a depender da espécie, pode conferir produção de biomassa estatisticamente superior quando comparado a culturas onde não há controle deste parâmetro. Os valores de pH também variam para diferentes espécies de um mesmo gênero, Karam e Soccol (2007) encontraram pH ótimo de 8,0 para produção da espécie *Spirulina major*, enquanto que Ferraz (1985) recomendou pH 9,5 para *Spirulina máxima*.

Mais comum em esgoto sanitário, *Scenedesmus sp.* demonstrou ser intolerante a pH ácido, atingindo taxas negativas de crescimento em pH 2 a 3 enquanto que sua produção é significativamente maior em pH 7 a 8, podendo ser essa sua faixa ótima. Em comparação, ao atingir pH 9 a taxa de crescimento é novamente reduzida (LATIFFI et al., 2017).

Em esgotos, o pH do substrato também tem efeito direto sobre a disponibilidade de amônia em sua forma não ionizada, fato importante para determinar a capacidade de assimilação de nitrogênio das microalgas e as taxas de nitrificação. A temperatura do substrato também exerce influência nas faixas de pH que equilibram a disponibilidade de amônia não ionizada (FERNANDES et al., 2012). A Figura 01 relaciona a influência de pH e temperatura na disponibilidade das formas de amônia não-ionizada.

Figura 01. Influência da temperatura na disponibilidade das formas de amônia para diferentes faixas de pH.



Fonte: Fernandes et al., 2012.

3.4. SISTEMAS ABERTOS E FOTOBIORREATORES FECHADOS

Para que seja possível o cultivo controlado de microalgas aplicado ao tratamento de esgoto, diversos conceitos de sistemas foram desenvolvidos e a escolha pelo sistema mais adequado é normalmente condicionada pelos custos, localização, produto final e objetivo da cultura (ZITTELLI et al., 2013). A cultura das microalgas pode ser realizada de duas formas: em sistemas abertos, ou fotobiorreatores fechados.

Dentro do campo dos sistemas abertos tem-se o exemplo de lagoas naturais, tanques, lagoas circulares e lagoas *raceway*, enquanto que para os fotobiorreatores fechados tem-

se o exemplo de *flat panels*, serpentinas tubulares verticais e serpentinas tubulares horizontais. Os sistemas de cultivo são concebidos e projetados com a finalidade de otimizar o crescimento das microalgas (MUÑOZ; GUIEYSSE, 2006).

Enquanto que os sistemas abertos são majoritariamente compostos por tanques e lagoas de cultivo, *fotobiorreator* é o termo utilizado para definir os reatores fechados para cultura de microalgas onde as células cultivadas são armazenadas em determinado reservatório de forma que os fótons não incidam diretamente na superfície da cultura, tendo que atravessar as paredes transparentes dos reatores (TREDICI, 2004; TREDICI et al., 2010). As paredes são característica importante deste tipo de reator, pois limitam a troca de gases e partículas com o meio externo.

Os sistemas abertos em lagoas possuem a vantagem de serem mais econômicos, contando com facilidade na construção, manutenção e operação, fatores que na prática conferem maior escalabilidade quando comparados aos reatores fechados. Os sistemas abertos podem ter como fonte de energia a própria luz natural e após construídos se autorregulam naturalmente com pouca intervenção. Como pontos negativos dos sistemas abertos tem-se que para garantir a eficiência de cultivo são necessárias condições climáticas favoráveis e quantidade de nutrientes adequada, as áreas ocupadas são muito maiores se comparadas a sistemas fechados e a dependência de luz natural somada à geometria das lagoas pode se tornar um impeditivo prejudicial ao tratamento uma vez que a densidade alcançada pela biomassa em suspensão pode dificultar a penetração da luz (FARIED et al., 2017; MOHAN et al., 2020).

Já os fotobiorreatores fechados possuem como desvantagens um balanço energético desfavorável devido aos gastos necessários com resfriamento e mistura, operação mais onerosa para manter a densidade populacional em faixa ótima, alto capital investido e escalabilidade limitada (LARDON et al., 2009; CLARENS et al., 2010; BOROWITZKA & MOHEIMANI, 2013).

Como vantagens tem-se o preciso controle de parâmetros como pH, CO₂ e concentração de nutrientes, possibilidade de controle da temperatura com precisão superior aos sistemas abertos (POSTEN, 2009; TREDICI ET AL., 2010; LARDON et al., 2009; CLARENS et al., 2010; BOROWITZKA & MOHEIMANI, 2013). Também como vantagem dos reatores fechados tem-se a menor evaporação e menor chance de contaminação (KUMAR; SINGH, 2019), maior densidade e produtividade de biomassa e

a possibilidade de se associar mais facilmente fontes sintéticas de luz conferindo maior independência em relação às condições climáticas.

3.4.1. FLAT PANEL

Entre os conceitos de fotobiorreatores fechados concebidos tem-se o *flat panel*, reservatório em formato de painel com alta razão entre área lateral e volume, o que confere otimização da área de captação de fótons qualquer que seja a fonte de iluminação associada. Tal característica também atribui ao elemento dimensão de espessura reduzida frente às outras dimensões. A espessura reduzida favorece o acesso à luz por parte das células cultivadas em casos onde a densidade alcançada pela biomassa em suspensão prejudicaria a penetração de luz.

O *flat panel* além de contar com os benefícios atribuídos aos fotobiorreatores, também pode ser inclinado em diferentes ângulos em busca da melhor incidência luminosa e pode ser facilmente associados a uma fonte iluminação artificial ao longo de sua área lateral conferindo um importante potencial de produtividade (HU et al., 1998; TREDICI, 2010; TREDICI et al., 2010). Estão demonstrados na Figura 02, *flat panels* feitos em vidro instalados para estudo na Universidade do Arizona.

Figura 02. Fotobiorreatores *flat panel* feitos em vidro na Universidade do Arizona (EUA).



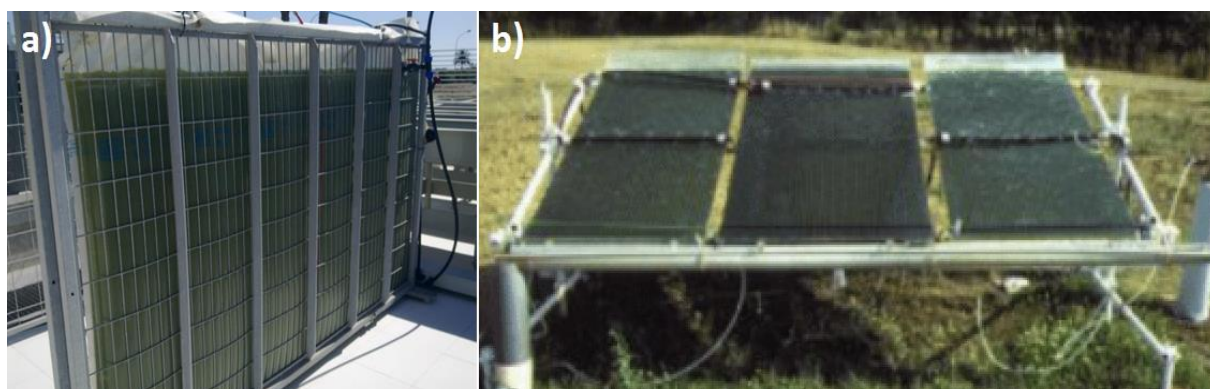
Fonte: Zittelli et al., 2016.

Para que haja homogeneização do meio líquido no interior de um *flat panel* pode se adotar uma estratégia de injeção contínua de ar disperso ao fundo do fotobiorreator que, além da mistura do meio, é capaz de fornecer a manutenção de adequada quantidade de oxigênio dissolvido e contribuir na limpeza das paredes dos reatores por atrito das bolhas (BASSI et al., 2010), tal efeito é importante, pois existe a tendência de adesão nas paredes por parte da cultura de microalgas ao longo do tempo, prejudicando a entrada de luz.

Outro benefício da mistura é a melhor distribuição da luz entre as microalgas presentes no reator (BARCELÓ-VILLALOBOS et al., 2019). Na falta da mistura, em fotobiorreatores ao ar livre, as células mais próximas das paredes podem receber intensidade luminosa de até $1800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ por longos períodos (VIRUELA et al., 2016) sofrendo fotoinibição (RAEISOSSADATI et al., 2019; DENG et al., 2019).

Existem diferentes conceitos de *flat panels*. A título de exemplo tem-se *flat panels* rígidos alveolares (TREDICI et al., 2010), *flat panels* rígidos simples de várias larguras (HU et al., 1996) e *flat panels* flexíveis, tecnologia em desenvolvimento que surge como alternativa escalável frente às limitações dos fotobiorreatores tradicionais. Os painéis rígidos geralmente são confeccionados de acrílico, ou vidro temperado, enquanto que os flexíveis são confeccionados com filme de polietileno, plástico, ou materiais semelhantes (ZITTELLI et al., 2013). Estão demonstrados na Figura 03, *flat panels* flexíveis e alveolares.

Figura 03. a) Fotobiorreator *flat panel* flexível instalado no Departamento de Engenharia Química da Universidade de Almeria (Espanha). b) Fotobiorreator *flat panel* alveolar inclinado a fim de maximizar incidência solar.



Fonte: Ación et al., 2017; Ojamäe, 2011.

O *flat panel* rígido simples frente às outras opções é mais viável de ser construído em escala piloto e quando comparado aos sistemas abertos confere maior facilidade no controle e monitoramento de parâmetros internos. Suas paredes e tampa limitam a contaminação externa, o que torna a utilização deste fotobiorreator em escala piloto uma ótima ferramenta para estudos relativos às dinâmicas internas do tratamento.

Ainda assim é necessária moderação ao extrapolar para escala real de tratamento os resultados obtidos nos experimentos em escala piloto, haja vista os estudos que reportaram menores taxas de produtividade de biomassa e de remoção de nutrientes ao estudar reatores em escala reduzida (VAN DEN HENDE et al., 2014; LAM et al., 2016).

3.5. NITROGÊNIO E FÓSFORO EM ESGOTO SANITÁRIO

O nitrogênio é o principal componente da atmosfera terrestre (cerca de 78%), é também elemento essencial aos seres vivos e está presente nos esgoto sanitário. Em vegetais o nitrogênio é o elemento demandado em maior quantidade, participa de todas as proteínas (responsável pela conexão entre aminoácidos via ligação peptídica), é responsável pelo crescimento da planta e é componente básico da biomassa (THURSTON, 1980). Também presente no esgoto junto ao nitrogênio tem-se o fósforo, que nas plantas tem função fundamental na formação da adenosina trifosfato (ATP), fonte de energia para processos como a fotossíntese, divisão celular, transporte de assimilados e carga genética.

O papel estrutural atribuído ao nitrogênio e fósforo, conferindo a plantas e microalgas potencial de crescimento, apesar de desejável em casos onde haja interesse econômico na cultura de espécies específicas, pode ter como consequência a eutrofização de corpos receptores. Tais nutrientes que compõe o esgoto, ao serem descartados, fertilizam os corpos hídricos e estimulam o crescimento de algas e vegetais, consequentemente reduzem entrada de luz prejudicando comunidades aquáticas e bentônicas, elevam índices de toxicidade e reduzem o oxigênio dissolvido disponível no corpo receptor (TCHOBANOGLIOUS et al., 1991; VON SPERLING, 1996).

O fósforo é o elemento de origem mineral que nos seres vivos cumpre papéis fundamentais como a composição das membranas celulares, composição da estrutura do DNA e RNA, composição do ATP, participa da respiração celular, composição da

estrutura óssea, atua na contração muscular, etc. A presença em funções fundamentais dos seres vivos faz com que o elemento seja amplamente difundido pelos alimentos de origem vegetal e animal e consequentemente esteja presente no esgoto sanitário. Estima-se que os dejetos humanos contribuem com 68% do total de fósforo presente no esgoto doméstico (KUJAWA-ROELEVELD & ZEEMAN, 2006). Nos esgotos, o fósforo está presente na forma de fosfatos, podendo ser encontrado em forma orgânica ou inorgânica. A literatura clássica aponta para uma faixa de concentração de fósforo total (P_{total}) nos esgotos brasileiros, na ordem de 5,0 a 20,0 mg.P/L. Em média, a distribuição do fósforo em efluentes está na razão de 60% de fósforo inorgânico para 40% de fósforo orgânico (METCALF; EDDY, 2003; RANDALL et al., 2010; VON SPERLING et al., 2009; JORDÃO e PESSÔA, 2011).

O fósforo de origem rochosa utilizado na fabricação de fertilizantes é um recurso de grande importância para a nutrição das plantas, motivo pelo qual hoje sofre pressão extrativista por parte do setor agrícola. Por ser um elemento finito e devido a intensa exploração global é estimado que em 100 anos suas reservas serão esgotadas. A reutilização a nível mundial do fósforo presente no esgoto contribuiria para suprir cerca de 22% de toda demanda agrícola global (MIHELIC; FRY; SHAW, 2011; VAN VOORTHUIZEN et al., 2008).

No Brasil, as minas de rocha fosfática são limitadas. Por essa razão, aproximadamente 60% dos fertilizantes a base de fósforo utilizados no território brasileiro são importados (WITHERS et al., 2018), o que torna o país vulnerável a flutuações de mercado e futura escassez do material. É desejável então que o setor agrícola brasileiro reduza sua dependência do fósforo estrangeiro visando amortecer crises de escassez para atender às crescentes demandas globais por combustível e alimentos.

O nitrogênio por sua vez, apesar de sua abundância na atmosfera, é de difícil captação. Sua forma mais comum de fixação industrial é através da síntese de Haber-Bosch, processo dispendioso que envolve quantidades elevadas de energia (MULDER, 2003). Utilizar de nitrogênio e seus compostos nitrogenados já presentes no esgoto contribuiria para suprir cerca de 30% da demanda agrícola global (VERSTRAETE et al., 2009).

Em um cenário global de iminente escassez de nutrientes como o fósforo e com a dificuldade de obtenção de nutrientes como o nitrogênio por vias industriais, fontes alternativas, como a recuperação a partir do esgoto sanitário desses e de outros macro e

micronutrientes, tornar-se-ão desejadas (CALAHAN; OSENBAUGH; ADEY, 2018; MACDONALD et al., 2011).

A disponibilidade de nitrogênio no esgoto no interior de um reator pode influenciar na remoção de fósforo (BEUCKELS et al., 2015). A razão N:P é o número adimensional que define a proporção entre as concentrações de nitrogênio e fósforo presentes no efluente, este valor é variável e depende da origem do esgoto sanitário. Esgoto sanitário municipal, por exemplo, normalmente composto por uma parcela principal de esgoto sanitário doméstico somada a uma parcela menor de contribuições industriais, costuma ter sua razão N:P em torno de 10 (HENZE & COMEAU, 2008). Caso se considere apenas o efluente concentrado de banheiro (águas negras) a razão N:P normalmente encontra-se em faixa de 20 a 30 (FERNANDES et al., 2015). Esgotos contendo a mistura de excretas humana e esterco animal podem atingir a razão N:P de 40 (KUMAR et al., 2010; TUANTET et al., 2013).

Foi observado por Fernandes et al. (2015) que em água negra com razão N:P 22, ao utilizar para tratamento a espécie *Chlorella sorokiniana*, todo fósforo era removido em 4 dias (concentração inicial $\text{PO}_4\text{-P}$ de 104 mg/L e taxa de remoção de $26 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$), mas eram necessários 12 dias para remoção completa do nitrogênio (concentração inicial $\text{NH}_4\text{-N}$ de 145 mg/L). Isso poderia ter ocorrido pela alta razão N:P de águas negras, mas também pode indicar uma menor taxa de remoção do nitrogênio em relação ao fósforo por parte das microalgas.

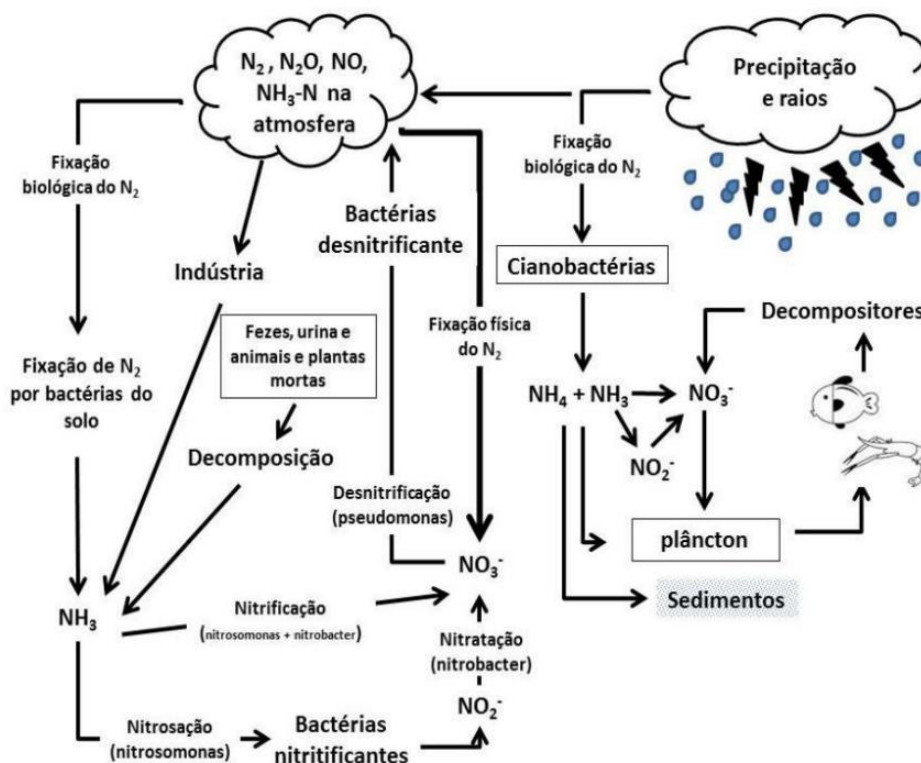
Fernandes et al. (2017) obtiveram resultados que indicam que a taxa em que N e P são removidos é independente da razão N:P inicial do esgoto a ser tratado e que ao se esgotar o fósforo do meio continua-se removendo o nitrogênio. No mesmo estudo atingiu-se recuperação de 100% para o fósforo e 75% para o nitrogênio.

O fato de haver menor remoção/recuperação total de nitrogênio, comparado ao fósforo, dos estudos citados, pode ter ocorrido devido a volatilização do N em formas de NH_3 e N_2O (FAGERSTONE et al., 2011; MEZZARI et al., 2013), pela liberação de nitrogênio orgânico pelas microalgas (SIPLER & BRONK, 2015) ou pelos processos de nitrificação e desnitrificação.

3.6. ASSIMILAÇÃO, NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO

O nitrogênio possui um complexo ciclo biogeoquímico onde transita por diversos compostos orgânicos e inorgânicos, como demonstrado na Figura 04.

Figura 04. Diagrama do ciclo do nitrogênio.



Fonte: Dutra et al., 2016.

O nitrogênio disponível no esgoto está sujeito a outras formas de remoção biológica, além da assimilação pelas microalgas. No geral, os processos de remoção mais significativos envolvidos são três: assimilação, nitrificação e desnitrificação (RUSTEN et al., 1995; SEDLAK, 1991).

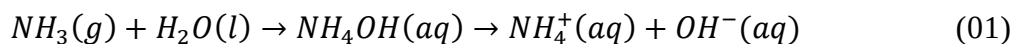
Alguns resultados indicam que a parcela da amônia nitrificada por bactérias ao invés de assimilada pelas microalgas pode chegar a valores de 60% (VARGAS et al., 2016) a 85% (KARYA et al., 2013). Essa parcela pode variar dependendo de parâmetros ambientais como temperatura e intensidade luminosa.

A nitrificação consiste na ação bacteriana de conversão da amônia (NH_3) para nitrato (NO_3^-), em duas etapas, na presença de oxigênio dissolvido. Já a desnitrificação é comumente definida como o processo de remoção do nitrogênio por redução do nitrato

(NO₃⁻) a dinitrogênio gasoso (N₂) na ausência do oxigênio dissolvido (CHANG et al., 2011; MUÑOZ et al., 2009).

No esgoto sanitário o nitrogênio está presente predominantemente nas formas de amônio (NH₄⁺), amônia (NH₃), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e nitrogênio orgânico dissolvido (ureia, peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc), porém também pode aparecer nas formas de dinitrogênio (N₂), óxido nitroso (N₂O) e óxido nítrico (NO₂ e N₂O₄) (ARANA, 2010).

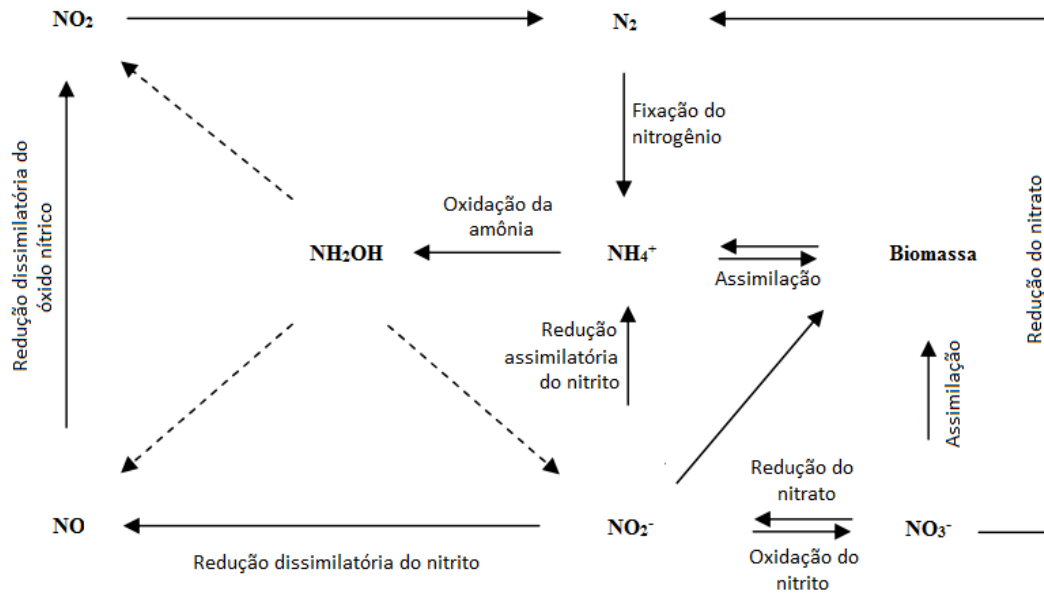
A amônia no esgoto sanitário é originada de resíduos orgânicos como fezes, sobras de comida, microalgas, bactérias mortas e adubos orgânicos. Em meio aquático a amônia (NH₃) conjuga-se com um próton hidrogênio (H⁺) da água transformando-se no cátion amônio (NH₄⁺), a reação está descrita pela Equação 01. O amônio é a forma iônica da amônia gasosa dissolvida em água. A proporção entre estes varia junto ao pH do meio, quanto maior o valor de pH, maior a concentração de NH₃ em detrimento do NH₄⁺, mantendo-se a mesma concentração de nitrogênio amoniacal (CIUDAD, 2007). Em ambientes aquáticos, nitrogênio amoniacal em grandes quantidades pode causar indiretamente queda na concentração de oxigênio dissolvido (OD) devido à demanda por oxigênio para oxidação do composto a nitrito e nitrato, durante o processo de nitrificação.



O nitrito em forma iônica é o produto intermediário da nitrificação e normalmente ocorre em pequenas concentrações nos meios líquidos, este nitrito presente no meio é prontamente oxidado a nitrato durante a segunda etapa da nitrificação. Em um fotobiorreator, baixas concentrações de compostos nitrogenados podem atuar como fator limitante para o crescimento das culturas de microalgas (ENRICH-PRAST, 1998).

Isso ocorre pois, para as microalgas presentes nos fotobiorreatores, as formas de amônia, nitrito e nitrato funcionam como alimento e fonte de nitrogênio via assimilação. As interações que concernem o nitrogênio em meio aquoso estão indicadas na Figura 05.

Figura 05. Competição pelo nitrogênio em meio aquoso.

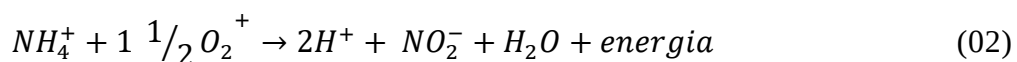


Fonte: Adaptado de Philips, 2008.

Dentre os compostos de amônia, nitrito e nitrato, as formas de nitrogênio preferenciais para assimilação são a amônia e nitrato, ainda, dentre os dois, existe a preferência pela assimilação da amônia, quando disponível, por ser mais reduzida energeticamente quando comparada ao nitrato (KADLEC & KNIGHT, 1996). Há indicação na literatura de que apenas quando quase esgotada a amônia é que as microalgas passam a buscar nitrogênio nos outros compostos (HII et al., 2011), também em caso de águas ricas em nitrato, este pode se tornar a fonte mais importante de nitrogênio.

A nitrificação ocorre em duas etapas: a nitritação (ou nitrosação), que consiste na oxidação da amônia a nitrito representada pela Equação 02, e a nitratação, que corresponde à oxidação do nitrito a nitrato, representada pela Equação 03. Predominantemente, as bactérias quimiossintetizantes nitrificantes são autótrofas, porém a nitrificação também pode ocorrer pela ação de bactérias heterótrofas, ainda que em contribuição menos significativa (BITTON, 1994; JETTEN et al., 1998).

Etapa 1 da nitrificação – Nitritação (Nitrosação)



Etapa 2 da nitrificação – Nitratação



A nitrificação autótrofa é realizada por dois grupos de bactérias:

O primeiro responsável pela nitratação ou nitrosação, chamadas de bactérias oxidadoras de amônia (BOA), em inglês AOB, ou ainda bactérias nitrosas. Exemplos de bactérias desse grupo são as dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrosolobus*. O segundo grupo é responsável pela nitratação, chamadas de bactérias oxidadoras de nitrito (BON), em inglês NOB, ou nítricas, seus principais gêneros são *Nitrobacter* e *Nitrospira*.

Já a desnitrificação ocorre sob condições anóxicas (ausência de oxigênio dissolvido na forma molecular) e, ao contrário do processo de nitrificação, é regida por organismos heterótrofos (CHANG et al., 2011; MUÑOZ et al., 2009). Por este motivo necessita de matéria orgânica como fonte de carbono, que pode ser fornecido por fontes internas (esgoto), ou externas (metanol), para sua síntese celular (METCALF; EDDY, 2003). Das bactérias desnitrificantes podem ser considerados os gêneros mais representativos: *Alcaligenes*, *Pseudomonas*, *Thiosphaera*, *Paracoccus* e *Thiobacillus* (CIUDAD, 2007).

A desnitrificação normalmente ocorre a partir do nitrato ou nitrito, não de amônia, e é por isso que no tratamento de esgoto a desnitrificação é majoritariamente precedida da nitrificação. Em ocorrências menos comuns, determinadas bactérias nitrificantes podem realizar a desnitrificação na presença de baixa concentração de OD, convertendo nitrogênio amoniacal diretamente a nitrogênio gasoso sem acúmulo de NO_2^- e NO_3^- no meio (CIUDAD, 2007).

Dos fatores que influenciam na nitrificação e desnitrificação podem ser citados: concentração de OD, pH, concentração de amônia, relação C/N, alcalinidade e substâncias inibidoras (acetileno, ácido nitroso, cloreto de sódio, etc) (ABREU, 1994; HAGOPIAN; RILEY, 1998; METCALF; EDDY, 2003; URBAIN et al., 1998).

Embora os processos de nitrificação e desnitrificação possam ser interessantes do ponto de vista do tratamento de águas residuárias, uma vez que removem o nitrogênio ali presente, também podem ser inconvenientes a uma estratégia de tratamento que visa a recuperação do nutriente.

Por exemplo, bactérias oxidadoras de amônia (BOA) possuem potencial de reduzir a taxa de crescimento das microalgas por esgotamento da concentração da amônia no meio (GONZALEZ-CAMEJO et al., 2018). Isoladamente isto indica que há redução da

eficiência na recuperação do nutriente pelas microalgas, visto que estas favorecem o uso da amônia em detrimento das outras formas de nitrogênio. Nesse sentido, inibir/limitar o crescimento de BOA poderia ser benéfico a uma estratégia de reaproveitamento do nitrogênio via assimilação. Uma forma de inibir as BOA relatada na literatura, por exemplo, é a adição de aliltiourea (ATU) em quantidade suficiente a depender do volume reator (GONZALEZ-CAMEJO et al., 2018; KRUSTOK et al., 2016).

As bactérias desnitrificantes desempenham papel semelhante com o nitrato, podendo dificultar a assimilação do composto pelas microalgas em reatores devido à redução biológica do nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso ou gás nitrogênio (METCALF & EDDY, 2003).

3.7. AMÔNIA, NITRITO E NITRATO

Os principais compostos nitrogenados presentes no esgoto que participam dos processos de nitrificação/desnitrificação e são utilizados pelas microalgas como fonte de nitrogênio são a amônia, o nitrito e o nitrato. A concentração de cada composto é variável, depende da origem do afluente e sofre influência das condições de operação do reator e de parâmetros ambientais. Em sistemas operados em regimes de batelada, a acumulação de cada composto pode ser monitorada e estudada. As causas para acumulação destes compostos dentro de fotobiorreatores têm origem nas atividades dos organismos envolvidos e seus efeitos ainda são investigados.

Quando a amônia não é limitada dentro de um reator as microalgas tornam-se o grupo predominante devido a sua maior velocidade de crescimento comparada às bactérias que o disputam (RISGAARD-PETERSEN et al., 2004). Já a ausência de nitrogênio amoniacal normalmente vem acompanhada de acúmulo do nitrato, que faz com que as microalgas optem pelo mesmo como fonte de nitrogênio. A taxa de consumo do nitrato é significativamente menor do que das formas de amônia e o crescimento das microalgas é prejudicado (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2019; SHOENER et al., 2019).

Os efeitos do acúmulo de nitrito nos reatores ainda são investigados e, embora os resultados sejam dependentes das espécies envolvidas, é provável que influenciem no cultivo de diferentes microalgas. Os íons de nitrito inibem a síntese de ATP dentro das células e favorecem sua hidrólise (SIJBESMA et al., 1996), inibem também a atividade

fotossintética interferindo no transporte de elétrons e, em altas concentrações, podem alterar o pH intracelular (CHEN; ZHANG; DAI, 2009).

Em culturas do gênero *Botryococcus braunii* foi observada redução do crescimento populacional em concentrações de nitrito a partir de 70 mg.N.L⁻¹ (YANG et al., 2004), também foi observada dramática redução no crescimento de microalgas marinhas em concentrações de nitrito de 10 mg.N.L⁻¹ (ADMIRAAL, 1977).

Em cultura predominantemente do gênero *Chlorella* foi observada que a recuperação de nitrogênio é gradualmente reduzida conforme a concentração de nitrito aumenta, podendo reduzir a recuperação de nitrogênio em até 80% quando submetida longos períodos a concentração de nitrito de 20 mg.N.L⁻¹ (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2020).

Quanto ao nitrato, para assimilação na biomassa, a microalga precisa primeiro reduzi-lo a nitrito no interior de seu citosol por atividade da enzima nitrato redutase, e então o nitrito a amônio no cloroplasto pela enzima nitrito redutase. Quando há acúmulo de nitrato no substrato, a atividade da enzima nitrato redutase aumenta em ritmo mais acelerado que a nitrito redutase, o que pode acabar por acumular nitrito intracelularmente nas microalgas (CHEN et al., 2009). Esse acúmulo pode hipoteticamente inibir a atividade de cianobactérias e microalgas (CHEN et al., 2009).

De acordo com os estudos expostos é possível inferir que existe a possibilidade das bactérias nitrificantes e desnitrificantes interferirem no processo de assimilação das microalgas, causarem acumulação de um dos compostos nitrogenados ou até esgotarem os compostos nos reatores. Os processos variam a depender das condições ambientais às quais o fotobiorreator está submetido.

4. METODOLOGIA

4.1. EFLUENTE DE ESTUDO

Para o trabalho foi utilizado esgoto sanitário anaerobiamente tratado da Estação de Tratamento de Esgoto Tibiriçá (ETE), do Departamento de Água e Esgoto de Bauru (DAE), situada no distrito de Tibiriçá em Bauru (São Paulo). A ETE recebe uma vazão afluente entre 4 e 6 L.s⁻¹, esgoto relativo a aproximadamente 1200 usuários. Na Tabela 1 estão dispostos os valores médios obtidos para cada parâmetro analisado, bem como o desvio padrão em um total de 7 amostras.

Tabela 1. Caracterização do esgoto sanitário efluente do reator anaeróbio proveniente da ETE Tibiriçá, (n = 7).

Parâmetros	Efluente bruto
DBO (mg.L ⁻¹)	168 ± 72,6
DQO (mg.L ⁻¹)	199,3 ± 32,5
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	118,6 ± 25,1
NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	1,2 ± 0,3
NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	0,012 ± 0,02
Ptotal (mg.L ⁻¹)	16,5 ± 2,2
N:P	5,89 ± 1,96
pH	7,3 ± 0,16
SST (mg.L ⁻¹)	206,8 ± 42,7

Fonte: autor.

Os valores dos parâmetros observados podem ter sofrido influência de possíveis contribuições clandestinas provenientes de criações de suínos na região rural de Tibiriçá.

O tratamento na ETE é composto por gradeamento grosseiro e fino, desarenador, calha Parshall, decantador primário, filtro anaeróbio de fluxo ascendente (FAFA), sistema de alagados construídos, leito de desidratação de lodo e lagoa de polimento.

Optou-se por utilizar o esgoto tratado anaerobiamente pelo FAFA, para isso o esgoto foi coletado em ponto situado logo após o filtro e imediatamente anterior à lagoa de polimento. Na coleta foram utilizadas bombonas plásticas de 20 L e galões de 5 L previamente lavados com detergente e água em abundância.

As coletas ocorreram semanalmente, às segundas-feiras, 9h da manhã. O esgoto coletado foi imediatamente acondicionado sob refrigeração a 10°C e, sempre no dia seguinte, era inserido no fotobiorreator de microalgas instalado na Faculdade de Engenharia de Bauru (FEB-UNESP).

4.2. CONSÓRCIO DE MICROALGAS UTILIZADO

Inicialmente, para a primeira batelada de experimento, foi necessário o preparo do primeiro consórcio de microalgas nativas a ser utilizado.

Para isso, por 60 dias, o esgoto anaerobiamente tratado foi cultivado em 5 frascos de 1 litro cada (13 cm de diâmetro e 26 cm de altura) em bateladas de 7 dias. Os frascos foram mantidos em uma sala controlada com temperatura média de $30,5 \pm 2,7$ °C, intensidade luminosa de $100 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e fotoperíodo de 12:12h.

O consórcio resultante nos frascos ao final dos 7 dias era separado para ser utilizado imediatamente no reator *flat panel* destinado para o desenvolvimento deste trabalho. Semanalmente era feita a coleta de esgoto anaerobiamente tratado em volume suficiente para manutenção das bateladas nos frascos e para servir de substrato dentro do *flat panel* para o consórcio recém preparado.

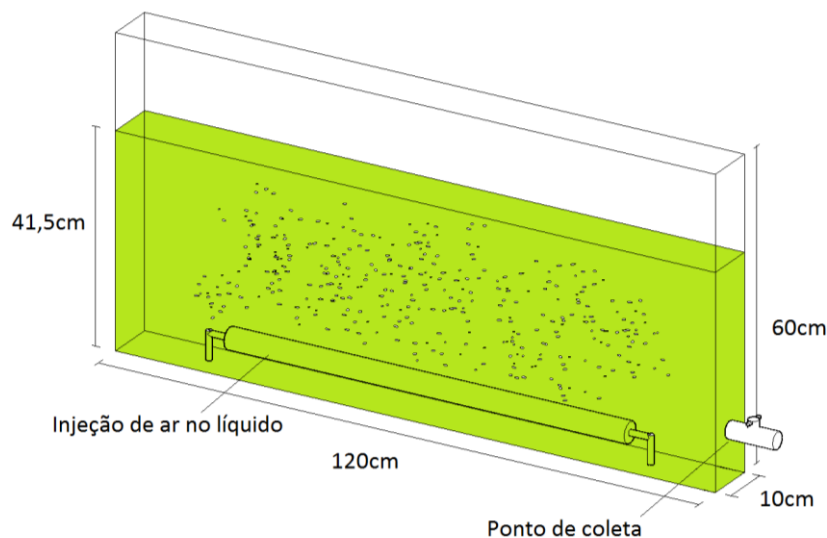
Após período de 60 dias para a adaptação inicial do consórcio ao flat panel, deu-se início ao experimento. A análise taxonômica está exposta na seção 5.1.

4.3. FOTOBIORRETATOR E REGIME DE OPERAÇÃO

O local escolhido para as instalações referentes às pesquisas com microalgas da UNESP-Bauru foi junto à planta de energia fotovoltaica presente no campus, por ser este um dos locais disponíveis com maior incidência de luz natural e também por ser previamente cercado com alambrado conferindo relativa segurança aos equipamentos da pesquisa.

Para este trabalho foi confeccionado um fotobiorreator do tipo *flat panel* (ZITTELLI et al., 2013) com dimensões: 120 cm de largura, 60 cm de altura e 10 cm de espessura, totalizando a capacidade de 72 litros, no entanto foi operado com volume de 50 L para que fosse possível instalar as tubulações extravasoras. Foi demarcada escala na lateral do tanque relacionando a altura da lâmina d'água ao volume equivalente. O desenho esquemático do fotobiorreator está disposto na Figura 06.

Figura 06. Desenho esquemático com as dimensões do fotobiorreator do tipo *flat panel*.



Fonte: autor.

A escolha pelo *flat panel* se deu por ser um sistema fechado, conferindo melhor controle e medição dos parâmetros bióticos e abióticos, quando comparado a outra opção disponível no local, a lagoa do tipo *raceway* (ZITTELLI et al., 2013), sistema aberto sujeito a maior evaporação e contaminação pelo ar. A operação em bateladas foi a escolha mais conveniente pelo fato do esgoto ser coletado em galões e transportado até os reatores periodicamente.

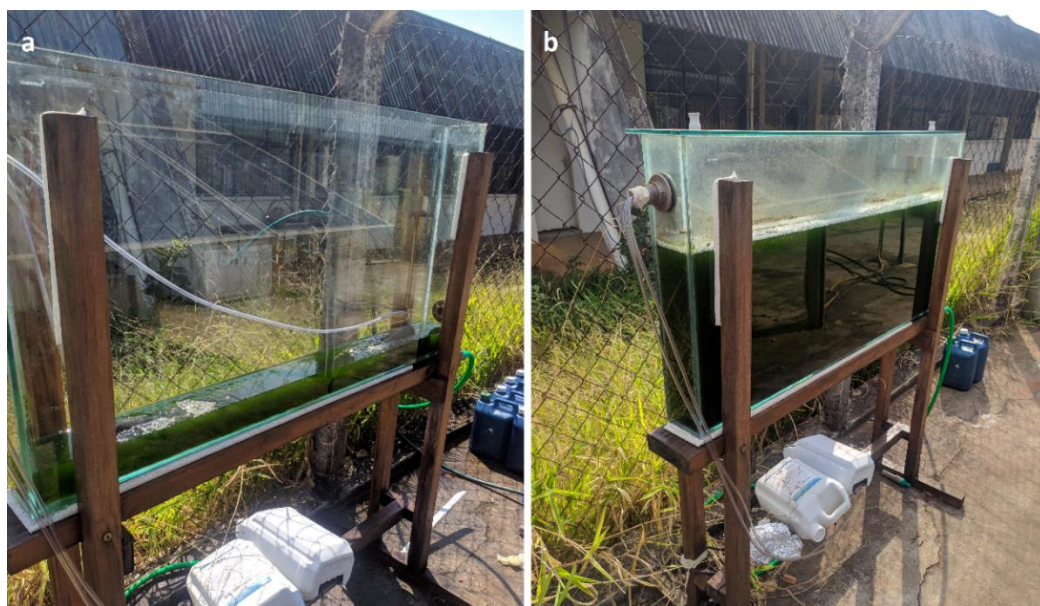
O fotobiorreator foi operado em ciclos de sete dias para o cultivo das microalgas, sendo a inoculação no dia zero e o descarte do efluente gerado no sétimo dia. O efluente anaerobiamente tratado foi coletado na ETE pela manhã no dia de início da batelada e introduzido no sistema conforme segue:

Uma parcela de 10% do próprio efluente da batelada anterior (5 litros) foi reservada e utilizada como inóculo para o novo ciclo de cultivo, o restante do volume foi completado com o esgoto sanitário de alta carga previamente tratado na ETE, dando início a um novo ciclo de cultivo das microalgas. Convencionou-se nomear este procedimento de “Repique”. Compressores modelo *Seven - Star S-6000* injetavam ar no líquido a uma vazão de 10 L/min através de mangueiras porosas fixadas ao fundo do reator durante todo o tempo de operação.

Ao final de cada ciclo, 5 litros foram reservados para utilização como inóculo e todo o efluente excedente do tratamento foi descartado, o reator foi completamente esvaziado e feita a limpeza com água corrente e bucha atentando-se para a retirada de

biofilmes formados nas paredes que pudessem comprometer a entrada da luz. Após a limpeza o inóculo reservado era reinserido, seguido do esgoto anaerobiamente tratado. Volume de inóculo utilizado e volume de operação estão ilustrados na Figura 07.

Figura 07. Operação padrão do *flat panel*. a) Volume de inóculo utilizado. b) Volume de operação.



Fonte: autor.

A operação se deu sob condições climáticas tropicais reais e foi feito o monitoramento da temperatura e intensidade luminosa utilizando data logger 64K *Hobo Pendant UA-002064*, com intervalos de 5 minutos. Dados de precipitação no período foram obtidos junto ao Instituto de Pesquisas Meteorológicas – IPMET – UNESP.

4.4. COLETA DE DADOS E ANÁLISES LABORATORIAIS

Ao longo de cada ciclo foram retiradas amostras do efluente do *flat panel* à partir do registro descrito na Figura 08. As amostras foram analisadas com base nos parâmetros: pH, SST, densidade óptica, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, NTK e Ptotal.

As bateladas ocorreram semanalmente e sempre que possível sequencialmente, havendo intervalos entre algumas das bateladas quando verificada necessidade de ajustes e/ou manutenção do sistema. As datas das bateladas e coletas foram registradas e estão apresentadas junto ao número das amostras na seção resultados (Tabela 3). No total foram analisadas 13 bateladas, no período de 10 meses.

Para que seja possível o estudo do desenvolvimento microbiológico ao longo das bateladas, foi feita a análise diária do efluente em três das bateladas para assim compreender o perfil temporal de variação dos parâmetros, tais bateladas sendo tratadas resumidamente por “Perfil”. Nas primeiras bateladas foram analisadas as amostras coletadas nos dias 0, 3 e 7 com intuito de determinar início, meio e final do tratamento, além de analisar equivalência e validação dos perfis. Com o decorrer do experimento demonstrou-se necessário a amostragem de um dia extra para melhor compreensão do comportamento, sendo optado pelo dia D4. As bateladas executadas, bem como os dias de coleta de amostras estão expostos na Figura 08.

Figura 08. Bateladas executadas e dias de amostragem.

Dia do ciclo	0	1	2	3	4	5	6	7
Batelada 1	x	x	x	x	x	x	x	x
Batelada 2	x							x
Batelada 3	x			x				x
Batelada 4	x			x				x
Batelada 5	x			x				x
Batelada 6	x			x				x
Batelada 7	x			x				x
Batelada 8	x			x	x			x
Batelada 9	x			x	x			x
Batelada 10	x	x	x	x	x	x	x	x
Batelada 11	x			x	x			x
Batelada 12	x			x	x			x
Batelada 13	x	x	x	x	x	x	x	x

Legenda

x

Amostragem para análise

Perfil:

Bateladas 1, 10 e 13

Fonte: autor.

Na Batelada 2, excepcionalmente, foi realizada análise de início e fim apenas (D0 e D7), para obtenção de dados relativos à eficácia total e verificar se seria feita alguma alteração na metodologia.

No dia 0 a amostra foi coletada logo após a introdução do esgoto no *flat panel*, sendo então caracterizada a mistura “inóculo de microalgas + esgoto previamente tratado anaerobiamente” antes dos efeitos do tratamento no reator.

Nos demais dias as amostras foram coletadas sempre às 10:30h da manhã, sendo que no último dia (D7) era coletada imediatamente antes da limpeza e introdução de novo esgoto previamente tratado anaerobiamente no *flat panel*.

Através da análise das amostras ao longo do ciclo de cultivo das microalgas foi observado o desempenho do reator em termos de remoção de nutrientes e biomassa algal.

4.5. MÉTODOS ANALÍTICOS

Os parâmetros analisados, bem como o preparo da amostra e métodos utilizados estão dispostos na Tabela 2. As adaptações aplicadas aos métodos analíticos referentes a esta pesquisa estão expostos no **Apêndice C**.

Tabela 2. Parâmetros investigados em cada amostra retirada do *flat panel*.

Parâmetro	Amostra	Método
Sólidos em suspensão totais	Bruta	<i>Standard Methods</i> 2540 (APHA, 2018)
Densidade Óptica 540, 682 e 750 nm	Bruta	KLIPHUIS et al., 2010;
Amônia	Filtrada	<i>Standard Methods</i> 4500-N (APHA, 2018)
Nitrogênio Total Kjeldahl	Filtrada	<i>Standard Methods</i> 4500-N (APHA, 2018)
Nitrito	Filtrada	<i>USEPA Diazotization Method – 8507 HACH</i>
Nitrato	Filtrada	<i>Cadmium Reduction Method – 8039 HACH</i>
Fósforo total	Filtrada	<i>Standard Methods</i> 4500-P (APHA, 2018)

Fonte: autor.

A fim de analisar os nutrientes dissolvidos no substrato, foi feita separação das microalgas da amostra através de dupla filtragem em membranas 1,2 μm e 0,45 μm . Isto possibilitou a análise dos nutrientes disponíveis sem a interferência das microalgas nos ensaios, como demonstrado na Figura 09.

Figura 09. Amostras retiradas do *flat panel*: Bruta à esquerda e filtrada pelas membranas 1,2 μm e 0,45 μm à direita.



Fonte: autor.

4.6. MÉTODO - ANÁLISE DOS RESULTADOS

O experimento foi projetado para execução durante 21 semanas (8 semanas de preparo e 13 bateladas experimentais), entretanto a duração real foi de aproximadamente 1 ano, pois, quando necessário, foram realizadas pausas entre bateladas para manutenções em compressores e ajuste dos equipamentos. Por esse motivo, ao longo do desenvolvimento do trabalho, foram observadas relevantes variações nas variáveis ambientais devido à sazonalidade, como iluminação e temperatura.

Remoção de nutrientes e geração de biomassa são dependentes das variáveis ambientais e, por vezes, das próprias concentrações dos nutrientes dissolvidos no substrato, sendo então diariamente condicionadas. Desta forma, além dos dados aferidos em campo e laboratorialmente, foram também calculadas as taxas derivadas destes dados como descrito em **4.6.1**.

Para a etapa de análise exploratória da apresentação dos resultados, por vezes foram agrupadas as bateladas realizadas em mesma estação e em outros momentos optou-se por estudá-las individualmente para aprofundamento no caso de divergências em comparação ao comportamento regular do grupo analisado.

Esta primeira etapa da análise exploratória foi feita em forma de análise descritiva no intuito de apresentar os dados e identificar destaques e comportamentos relevantes para as análises estatísticas e para o desenvolvimento de modelos.

Após reconhecidos os destaques e identificadas as variáveis, foram estruturadas as hipóteses estatísticas e modelos a serem analisados.

As Bateladas de 1 a 6 ocorreram no período de Outono do Hemisfério Sul (Brasil), as Bateladas de 7 a 11 ocorreram no período de Primavera e Bateladas 12 e 13 no período de Verão. Também foram agrupadas as bateladas que ocorreram sequencialmente, isto é, quando não houve necessidade de interromper a amostragem por uma ou mais semanas para manutenção.

4.6.1. DETERMINAÇÃO DE TAXAS

4.6.1.1. BIOMASSA

A análise de sólidos em suspensão de um sistema recebendo esgoto sanitário em regime de bateladas é capaz de funcionar como indicador da evolução da biomassa visto que não há novos sólidos sendo inseridos no sistema por fontes externas (XIN et al., 2010; LI et al., 2011). A análise de sólidos em suspensão totais (SST) e a densidade óptica em cada amostra foram utilizadas para determinar o comportamento da biomassa desenvolvida pelo consórcio de microalgas. Posteriormente foi também analisada a relação entre estes dois parâmetros à partir dos dados obtidos.

O cálculo de produtividade da biomassa foi feito utilizando a Equação 04 (IASIMONE et al., 2018). A produtividade média diária de biomassa foi a taxa definida para compatibilidade com trabalhos que tenham aplicado diferentes tempos de tratamento. O cálculo de produtividade de biomassa relaciona a produção total da biomassa com o tempo decorrido no tratamento.

Produtividade média diária de biomassa ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$):

$$PB_{SST} = \frac{(SST_{Df} - SST_{Di})}{(t_f - t_i)} \quad (04)$$

Em que:

SST_{Df} = Concentração de sólidos em suspensão totais (mg.L^{-1}) aferida em D7;

SST_{Di} = Concentração de sólidos em suspensão totais (mg.L^{-1}) aferida em D0;

$t_f - t_i$ = Duração, em dias, do período avaliado. 7 para as bateladas deste trabalho.

Foi feito também o cálculo da variação de concentração de SST, ou produção de biomassa, para possibilitar comparação de períodos menores entre as bateladas, como D0 a D3. A Equação 05 descreve a produção de biomassa para o período avaliado.

Produção de biomassa (mg.L⁻¹):

$$\Delta C_{SST} = (SST_{Df} - SST_{Di}) \quad (05)$$

Em que:

SST_{Df} = Concentração de sólidos em suspensão totais (mg.L⁻¹) aferida no último dia do período avaliado;

SST_{Di} = Concentração de sólidos em suspensão totais (mg.L⁻¹) aferida no primeiro dia do período avaliado.

Para comparação de eficiência entre as diferentes bateladas foi calculado o rendimento por efeito luminoso na produção de biomassa. Esta taxa possibilita a comparação entre bateladas pois reduz a uma única taxa de rendimento tanto a produção de biomassa quanto a energia luminosa disponível no período.

O rendimento descrito pela Equação 06, foi obtido dividindo a quantidade de biomassa acumulada durante a batelada pelo total de fótons incidindo sobre o *flat panel* durante o período (CUARESMA et al., 2009). Foram considerados apenas os fótons dentro da faixa de radiação fotossinteticamente ativa (PAR), ou seja, entre 400 e 700 nm.

Rendimento por efeito luminoso na produção de biomassa (mgSST.molfótons⁻¹):

$$RLB_{SST,luz} = \frac{(\Delta B_{SST} * V_{reator})}{(PFD_{in} * \Delta t * A_{incidencia})} \quad (06)$$

Em que:

ΔB_{SST} = Produção de biomassa em determinado período (mg.L⁻¹);

V_{reator} = Volume do reator (L), 50L para este trabalho;

PFD_{in} = Fluxo luminoso (molfótons.m⁻².s⁻¹);

Δt = duração da incidência (s);

A_{incidência} = Área total de incidência/captação de fótons (m²), foi considerado o *flat panel* bidimensional com A=0,5m² para este trabalho (1,20m * 0,415m).

4.6.1.2. REMOÇÃO DE NUTRIENTES

A biomassa foi também analisada em termos dos nutrientes removidos, estes avaliados por: Redução de concentração dissolvida (mg.L⁻¹); Taxa média diária de remoção (mg.L⁻¹.d⁻¹) (IASIMONE et al., 2018); Percentual de remoção.

$$\text{Redução de concentração dissolvida: } \Delta C_n = C_i - C_f \quad (07)$$

$$\text{Taxa de Remoção: } TR_f = \Delta C_f / (t_f - t_i) \quad (08)$$

$$\text{Percentual de remoção: } \%R_n = \frac{C_f}{C_i} * 100\% \quad (09)$$

Em que:

C_i = Concentração do nutriente (mg.L⁻¹) aferida em D_i , no caso de análise da taxa de remoção semanal, $D_i=D_0$;

C_f = Concentração do nutriente (mg.L⁻¹) aferida em D_f , no caso de análise da taxa de remoção semanal, $D_f=D_7$;

$t_f - t_i$ = Duração, em dias, do período avaliado.

Também foi feito o cálculo de rendimento por efeito luminoso na remoção de P e N, dividindo a remoção total de nutrientes dissolvidos pelo total de fótons incidindo sobre o *flat panel* durante o período, com a finalidade de estabelecer uma taxa comparativa entre bateladas.

Rendimento por efeito luminoso na remoção de nutrientes (mg.molfótons⁻¹):

$$RLR_{n,luz} = (\Delta C_n * V_{reator}) / (PFD_{in} * \Delta t * A_{incidencia}) \quad (10)$$

Em que:

ΔC_n = Redução da concentração em determinado período (mg.L⁻¹);

V_{reator} = 50L;

PFD_{in} = Fluxo luminoso (molfótons.m⁻².s⁻¹);

Δt = duração da incidência (s);

$A_{incidencia}$ = 0,5m²

4.6.2 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A fim de organizar as análises estatísticas, foi necessário enumerar as variáveis obtidas durante o experimento. O presente estudo monitorou diversas variáveis relativas ao tratamento *outdoor*, algumas destas foram mensuradas diretamente através de sensores e análises laboratoriais, enquanto que outras variáveis foram calculadas como está descrito em 4.6.1.

Em um primeiro momento foram identificadas as variáveis experimentais, que então foram organizadas em diferentes categorias. Foram definidas no total 64 variáveis, levando em consideração as taxas de variações diárias e totais, absolutas e percentuais, relativas tanto às observações físico-químicas, quanto à biomassa e aos nutrientes. As variáveis foram definidas com a finalidade de identificar a significância de seus efeitos no tratamento e estudar suas possíveis correlações através dos softwares Rstudio e SPSS (IBM). Com isso foi possível destacar correlações e variáveis de interesse, elaborar hipóteses estatísticas e realizar testes estatísticos entre os tratamentos e entre as variáveis.

4.6.2.1 DESCRIÇÃO DAS VARIÁVEIS

Para a estruturação do banco de dados foram definidas no total 64 variáveis, levando em consideração as taxas de variações diárias e acumuladas, absolutas e percentuais, relativas tanto às observações ambientais, quanto à biomassa e aos nutrientes. As variáveis foram definidas para realização de análises estatísticas e estudo de suas possíveis correlações através dos softwares RStudio e SPSS (IBM).

As variáveis determinadas neste trabalho podem ser classificadas em 5 grupos, são eles: variáveis de sequenciamento; climáticas; aferidas em laboratório; taxas calculadas relativas à remoção de nutrientes e taxas calculadas relativas à produção de biomassa.

SEQUENCIAMENTO

01 - Estação	EST
02 - Sequência	SEQ
03 - Batelada	NUM_BAT
04 - Dia	DIA_BAT

CLIMÁTICAS

05 – Intensidade luminosa média	LUZ_MED
06 - Tempo de luz (minutos)	MIN_LUZ
07 - Intensidade luminosa máxima	LUZ_MAX
08 – Fótons incidentes no dia	FOTONS
09 – Fótons incidentes acumulados	FOTONS_ACUM
10 - Temperatura média	T_MED
11 - Temperatura máxima	T_MAX
12 - Temperatura mínima	T_MIN
13 - Precipitação total	PP_TOTAL
14 - Precipitação tempo	PP_TEMPO

LABORATORIAIS

15 - pH	PH
16 - Amônia	NH4
17 - N-Amoniacal	NH4_N
18 - N-Nitrito	NO2_N
19 - N-Nitrato	NO3_N
20 - Conc. Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID)	NID
21 - Concentração de NID início batelada	NID_INICIO
22 - Concentração de NID final batelada	NID_FIM
23 - Concentração de P total	P
24 - Concentração de P total início batelada	P_INICIO
25 - Concentração de P total final batelada	P_FIM
26 - Densidade Óptica a 540nm	DO540
27 - Densidade Óptica a 682nm	DO682
28 - Densidade Óptica a 750nm	DO750
29 - Sólidos em Suspensão Totais (SST)	SST
30 - SST inicial da batelada	SST_INICIO
31 - SST final da batelada	SST_FIM

TAXAS - NUTRIENTES

32 - NID:P	NID_P
33 - Δ NID:P	Δ NID_P
34 - Variação diária concentração NH4	Δ NH4_DIA
35 - Variação acumulada da concentração NH4	Δ NH4_TOTAL
36 - Variação diária concentração P	Δ P_DIA
37 - Variação acumulada da concentração P	Δ P_TOTAL
38 - Variação diária concentração NID	Δ NID_DIA
39 - Variação acumulada da concentração NID	Δ NID_TOTAL
40 - Taxa de remoção diária de P	TR_P_DIA
41 - Taxa de remoção acumulada de P	TR_P_TOTAL
42 - Taxa de remoção total P média da batelada	TR_P_TOTAL_FINAL
43 - Taxa de remoção diária de NID	TR_NID_DIA
44 - Taxa de remoção acumulada de NID	TR_NID_TOTAL
45 - Taxa de remoção total NID média da batelada	TR_NID_TOTAL_FINAL
46 - Percentual de remoção diário de P	R_P_DIA
47 - Percentual de remoção acumulado de P	R_P_TOTAL
48 - Percentual de remoção diário de NID	R_NID_DIA
49 - Percentual de remoção acumulado de NID	R_NID_TOTAL
50 - Rendimento luminoso de remoção diária de NID	RLR_NID_DIA
51 - Rendimento luminoso de remoção acum. de NID	RLR_NID_TOTAL
52 - Rendimento luminoso de remoção diário de P	RLR_P_DIA
53 - Rendimento luminoso de remoção acum. de P	RLR_P_TOTAL

TAXAS - BIOMASSA

54 - Variação diária concentração SST	Δ SST_DIA
55 - Variação acumulada da concentração SST	Δ SST_TOTAL
56 - Taxa de produção diária SST	TP_SST_DIA
57 - Taxa de produção acum. SST	TP_SST_TOTAL
58 - Taxa de produção total SST média da batelada	TP_SST_TOTAL_FINAL
59 - Rendimento luminoso de produção diária SST	RLP_SST_DIA
60 - Rendimento luminoso de produção acum. SST	RLP_SST_TOTAL
61 - Δ P/ Δ SST diário	Δ P_ Δ SST_DIA

62 - $\Delta P/\Delta SST$ acumulado	$\Delta P_ \Delta SST_ TOTAL$
63 - $\Delta NID/\Delta SST$ diário	$\Delta NID_ \Delta SST_ DIA$
64 - $\Delta NID/\Delta SST$ acumulado	$\Delta NID_ \Delta SST_ TOTAL$

Com totalidade das variáveis descritas, os próximos passos consistem em verificar através de análises de variância (ANOVA) se houve diferença significativa dos dados de diferentes grupos categorizados pelas variáveis de sequenciamento. Em seguida, foram escolhidas variáveis representativas das condições iniciais da batelada e variáveis ambientais para analisar sua influência nas variações das taxas de remoção de nutrientes e produção de biomassa.

Também foram analisadas correlações entre as variáveis, uma a uma. Os coeficientes de correlação de Pearson funcionaram como uma poderosa ferramenta para testar rapidamente um grande número de pares de variáveis no banco de dados.

Após abordadas as hipóteses estatísticas formuladas durante a análise exploratória junto dos destaques apresentados na seção 5.6 deste trabalho, foram elaborados modelos de regressão simples e múltipla para explicar a variabilidade dos dados observados durante o experimento.

4.6.2.2 ANALISE COMPARATIVA ENTRE GRUPOS – ESTAÇÕES E REPIQUE

Além das variações de temperatura e intensidade luminosa entre as bateladas, há também diferentes atividades que não foram medidas (nitrificação, ação de outros microrganismos e predadores) mas que podem refletir na produtividade da biomassa e na remoção de nutrientes.

Nos casos em que não houve pausa entre as bateladas, o fato do repique carregar parte dos microrganismos, nutrientes, etc, de uma batelada anterior para a seguinte, pode significar a prolongação de fenômenos em comum entre bateladas de uma mesma sequência. Neste sentido, a depender do estudo, poderia se considerar cada sequência como um só tratamento contínuo em que ocorre troca de parte do líquido.

Para avaliar tais bateladas realizadas consecutivamente (quando efetivamente ocorreram repiques sequenciais, sem pausas para manutenção), foram feitas análises

estatísticas utilizando os *softwares* RStudio e SPSS 22 (IBM), passo fundamental para decisão de exclusão ou inclusão de sequências e bateladas com comportamento atípico (como nos casos onde a nitrificação foi o fenômeno predominante na transformação do nitrogênio), aumentando a assertividade do conjunto de dados considerado para as modelagens.

A análise de variância ANOVA é um teste estatístico que pode ser usado como ferramenta quando deseja-se compreender a parcela da variabilidade de uma variável que é explicada por efeito de outra variável. A interpretação do teste pode dar respostas valiosas a depender da forma como é empregado, desde a compreensão do impacto na variabilidade de uma variável devido a um efeito de um grupo, como estação do ano por exemplo, até a comparação da explicabilidade entre duas ou mais variáveis independentes para uma mesma variável dependente.

O primeiro passo foi conduzir a análise de variância ANOVA para determinar a significância dos efeitos das estações do ano em parte dos dados coletados. Então foram conduzidas análises ANOVA para determinar a significância tanto do sequenciamento de bateladas (repique), quanto das condições ambientais (luminosidade média, tempo de luz e temperatura média) nos dados relativos à remoção de nutrientes. Durante as análises estatísticas foram concebidos modelos de regressão múltipla que posteriormente foram aprofundados.

4.6.2.3 CORRELAÇÃO ENTRE VARIÁVEIS

Definido o conjunto de dados a ser considerado e determinada a totalidade das variáveis experimentais, foram então calculados coeficientes de correlação de Pearson para todas as variáveis uma a uma, criando-se correlogramas com auxílio dos *softwares* RStudio e SPSS 22 (IBM).

O coeficiente de correlação de Pearson é eficaz em identificar relações monotônicas e lineares, ou seja, mesmo que o coeficiente identifique uma correlação fraca é possível que exista alguma relação significativa entre variáveis. Outros tipos de correlação podem existir entre as variáveis, porém não serão exploradas neste trabalho.

O cálculo do coeficiente de correlação de Pearson é feito através da fórmula descrita na Equação 11:

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y})}{\sqrt{(\sum (x_i - \bar{x})^2) \cdot (\sum (y_i - \bar{y})^2)}} \quad (11)$$

Em que:

x_i = valor da observação “i” para a variável X;

y_i = valor da observação “i” para a variável Y;

$\bar{x}$ = valor da média observada para a variável X;

$\bar{y}$ = valor da média observada para a variável Y;

Esta etapa foi realizada a fim de identificar rapidamente variáveis com fortes correlações lineares em todo o banco de dados, possibilitando um melhor entendimento e visualização das variáveis. Apesar dos fenômenos bioquímicos serem condicionados simultaneamente por diversas variáveis, submeter a totalidade das variáveis do banco de dados à análises de correlação uma a uma pode fornecer ideias a serem explorados no aprofundamento dos modelos.

Os correlogramas também evidenciam correlações ocultas que não seriam presumidas durante as análises estatísticas, resultando em ideias de modelos de regressão simples que podem ser aprofundados posteriormente.

• MODELOS LINEARES

Um modelo de regressão linear simples usual é definido pela Equação 12:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot X_i + \epsilon_i \quad (12)$$

$$i = 1, \dots, n$$

Em que:

Y_i = Valor da variável dependente na observação “i”;

β_0 e β_1 = São parâmetros desconhecidos;

X_i = Valor da variável independente na observação “i”;

ϵ_i = Erro aleatório devido ao acaso.

Portanto o valor da variável resposta é a soma de um termo constante $\beta_0 + \beta_1 \cdot X_i$ e um termo aleatório ϵ_i . Portanto y_i é uma variável aleatória. Ao utilizar a função de regressão para obter y_i , haverá um “desvio” da variável y_i observada por uma quantidade ϵ_i .

Um modelo de regressão linear múltiplo usual pode ser definido pela Equação 13 e suas formas escalares e matricial:

$$Y = X\beta + \epsilon \quad (13)$$

$$\begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \vdots \\ y_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 1 & x_{11} & x_{12} & \cdots & x_{1k} \\ 1 & x_{21} & x_{22} & \cdots & x_{2k} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1 & x_{n1} & x_{n2} & \cdots & x_{nk} \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} \beta_0 \\ \beta_1 \\ \vdots \\ \beta_k \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \epsilon_1 \\ \epsilon_2 \\ \vdots \\ \epsilon_n \end{bmatrix}$$

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 \cdot x_{i1} + \beta_2 \cdot x_{i2} + \cdots + \beta_k \cdot x_{ik} + \epsilon_i$$

$$i = 1, \dots, n, j = 1, \dots, k$$

Onde:

y_i = Valor da variável dependente na observação “n”;

β_k = Parâmetro desconhecido para a variável “k”;

x_{nk} = Valor da variável independente “k” na observação “n”;

ϵ_n = Erro aleatório devido ao acaso na observação “n”.

Da mesma forma como ocorre para a regressão simples, o valor da variável resposta é a dada por um termo constante resultado da multiplicação da matriz de variáveis independentes $\mathbf{X}$ e a matriz de parâmetros desconhecidos $\boldsymbol{\beta}$, somada a um termo aleatório ϵ_i (erro aleatório referente à cada observação). Portanto $\mathbf{Y}$ é um vetor de variáveis aleatórias. Ao utilizar a função de regressão para obter $\mathbf{Y}$, haverá um “desvio” da variável $\mathbf{Y}$ observada por uma quantidade ϵ .

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Ao longo do desenvolvimento do trabalho, por vezes foram necessárias pausas entre bateladas para análises dos resultados parciais, manutenções em compressores, ajuste dos equipamentos laboratoriais e ajustes na estrutura do reator. Mesmo assim, nas semanas em que não houveram amostragens, continuou-se realizando o repique no reator normalmente para manutenção da cultura. Está exposto na seção 4.4 o formato da amostragem semanal realizada. As efetivas datas das amostragens e respectivas bateladas estão dispostas na Tabela 3.

Foram realizadas 13 bateladas no período de 09/03/2021 a 01/02/2022, das quais:

- Bateladas 01, 10 e 13 – foram feitos perfis diários dos parâmetros;
- Batelada 02 – foi analisado início e final (D0 e D7);
- Bateladas 03, 04, 05, 06 – foram analisados os dias D0, D3 e D7.
- Bateladas 08, 09, 11, 12 – foram analisados os dias D0, D3, D4 e D7.

Tabela 3. Datas de coleta de amostras ao longo das treze bateladas executadas.

Datas amostragem		D0	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Outono	BAT. 1	09/03/21	10/03/21	11/03/21	12/03/21	13/03/21	14/03/21	15/03/21	16/03/21
Outono	BAT. 2	16/03/21							23/03/21
Outono	BAT. 3	11/05/21			14/05/21				18/05/21
Outono	BAT. 4	18/05/21			21/05/21				25/05/21
Outono	BAT. 5	25/05/21			28/05/21				01/06/21
Outono	BAT. 6	15/06/21			18/06/21				22/06/21
Primavera	BAT. 7	16/11/21			19/11/21				23/11/21
Primavera	BAT. 8	23/11/21			26/11/21	27/11/21			30/11/21
Primavera	BAT. 9	30/11/21			03/12/21	04/12/21			07/12/21
Primavera	BAT. 10	07/12/21	08/12/21	09/12/21	10/12/21	11/12/21	12/12/21	13/12/21	14/12/21
Primavera	BAT. 11	14/12/21			17/12/21	18/12/21			21/12/21
Verão	BAT. 12	11/01/22			14/01/22	15/01/22			18/01/22
Verão	BAT. 13	19/01/22	20/01/22	21/01/22	22/01/22	23/01/22	24/01/22	25/01/22	26/01/22

* D0: Dia 0 / D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** Fonte: autor.

A coleta de amostras para a análise taxonômica do consórcio foi feita com uma rede de plâncton com abertura 20 µm e fixadas com formalina a 5%. As amostras foram avaliadas com o microscópio óptico *Leica DM 1000*. Cerca de 20 indivíduos de cada táxon

foram analisados. No total nove espécies foram identificadas no reator, entre os gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Desmodesmus*, *Selenastrum* e *Dictyosphaerium*. Entretanto durante o período analisado houve predominância de *Scenedesmus sp.* Também foram identificados predadores como rotíferos, cilióforos e coanoflagelados.

5.2 MONITORAMENTO FISICO-QUIMICO

O monitoramento dos parâmetros ambientais foi feito continuamente durante todo o experimento. Os dados de temperatura e intensidade luminosa estão dispostos nas Tabelas 4 e 5 respectivamente. Os valores de pH estão expostos na Tabela 7.

As amostras eram coletadas às 10:30h, portanto a temperatura média do ar considerada durante cada dia da batelada foi a média entre todos os valores aferidos a cada minuto a contar das 10:30h do dia anterior. Os dados estão expostos na Tabela 4.

As amostras relativas a D0 eram colhidas para caracterização logo após a introdução do esgoto no reator, anterior ao efeitos do tratamento, motivo pelo qual a temperatura média para D0 é irrelevante e não consta na Tabela 4.

Tabela 4. Temperatura ambiental média diária (°C) no ponto de instalação do *flat panel*.

Temperatura média (°C)		D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Outono	Batelada 1	21,4	24,7	25,6	25,9	26,1	24,8	25,2
Outono	Batelada 2	26,1	24,7	21,5	24,8	25,6	26,3	26,1
Outono	Batelada 3	21,8	19,0	17,4	19,1	19,2	19,7	20,6
Outono	Batelada 4	18,6	19,5	21,5	21,8	17,1	15,7	15,5
Outono	Batelada 5	18,1	20,9	22,4	24,6	23,7	19,4	18,2
Outono	Batelada 6	16,9	16,0	16,4	17,7	19,5	16,0	17,8
Primavera	Batelada 7	26,4	26,2	22,3	22,1	21,6	22,0	25,7
Primavera	Batelada 8	26,8	25,5	25,6	22,0	25,2	27,2	23,7
Primavera	Batelada 9	23,1	25,0	24,6	24,0	24,8	24,4	23,1
Primavera	Batelada 10	19,9	20,6	21,8	24,0	26,6	27,6	23,9
Primavera	Batelada 11	23,2	23,0	23,7	23,0	23,3	22,3	24,5
Verão	Batelada 12	23,0	23,4	24,6	26,6	23,8	22,8	23,4
Verão	Batelada 13	26,3	25,9	25,2	22,4	21,1	20,0	22,8

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** T.méd: Temperatura ambiental média diária (°C).

*** **Fonte:** autor.

A intensidade luminosa média também foi considerada durante períodos de 24h a contar da introdução do esgoto no reator às 10:30h do dia 0. Foram desconsiderados para o cálculo da média os períodos de escuro. Foram considerados como período escuro todo

o período em que a irradiação atingia $0,00 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ no local do *flat panel*. Os valores estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Intensidade luminosa média diária PAR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) no local do *flat panel*.

Intensidade luminosa		D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Outono	Batelada 1	467	579	475	582	585	489	597
Outono	Batelada 2	480	470	206	539	522	544	573
Outono	Batelada 3	366	303	460	383	371	381	451
Outono	Batelada 4	412	445	383	361	106	183	423
Outono	Batelada 5	403	381	358	349	345	291	238
Outono	Batelada 6	394	405	367	289	289	314	308
Primavera	Batelada 7	510	336	177	371	628	654	671
Primavera	Batelada 8	613	590	451	316	637	480	318
Primavera	Batelada 9	383	554	551	616	592	435	554
Primavera	Batelada 10	412	603	664	645	593	430	274
Primavera	Batelada 11	238	221	252	314	477	602	594
Verão	Batelada 12	478	413	462	585	340	431	414
Verão	Batelada 13	474	444	422	279	132	151	329

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** Luz: Intensidade luminosa em termos de fluxo luminoso PAR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

*** **Fonte:** autor.

O tempo de luz diário em horas está disposto na Tabela 6. Foi considerado todo período onde a irradiação foi superior a $0,00 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, sempre considerando o período das 10:30h às 10:30h do dia seguinte.

Tabela 6. Tempo de luz diário (h) no ponto de instalação do *flat panel*.

Tempo luz (h)		D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Outono	Batelada 1	12,7	12,8	12,8	12,7	12,6	12,6	12,6
Outono	Batelada 2	12,6	12,3	12,6	12,6	12,5	12,5	12,5
Outono	Batelada 3	11,6	11,5	11,6	11,5	11,6	11,4	11,5
Outono	Batelada 4	11,5	11,5	11,4	11,1	11,2	11,3	11,9
Outono	Batelada 5	11,4	11,3	11,4	11,3	11,3	11,2	11,3
Outono	Batelada 6	11,5	11,3	11,3	11,0	11,3	11,3	11,1
Primavera	Batelada 7	13,6	13,3	13,3	13,6	13,8	13,8	13,9
Primavera	Batelada 8	13,8	13,8	12,9	13,8	13,8	13,7	13,3
Primavera	Batelada 9	13,8	13,9	13,9	13,9	13,8	13,9	13,8
Primavera	Batelada 10	13,9	14,0	14,0	14,0	13,9	13,8	13,7
Primavera	Batelada 11	13,0	13,6	13,8	14,0	14,0	14,1	13,9
Verão	Batelada 12	13,8	13,6	13,8	13,6	13,5	13,8	13,8
Verão	Batelada 13	13,8	13,9	13,5	13,3	13,3	13,3	13,2

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** **Fonte:** autor.

O valor de pH das amostras coletadas nos respectivos dias estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. pH aferido nas amostras brutas do *flat panel*.

pH		D0	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Outono	Batelada 1	7,27	8,70	8,96	9,04	9,14	9,37	9,89	10,22
Outono	Batelada 2	7,26							9,00
Outono	Batelada 3	7,61			9,29				9,55
Outono	Batelada 4	7,37			9,08				9,42
Outono	Batelada 5	7,41			9,47				6,77
Outono	Batelada 6	7,29			8,44				6,57
Primavera	Batelada 7	7,17			9,84				9,47
Primavera	Batelada 8	7,61			9,22	9,82			10,34
Primavera	Batelada 9	7,35			10,05	10,29			10,61
Primavera	Batelada 10	7,38	8,70	9,49	10,08	9,12	10,28	8,28	8,22
Primavera	Batelada 11	7,34			8,85	9,10			9,23
Verão	Batelada 12	7,36			10,44	10,45			9,94
Verão	Batelada 13	7,44	8,29	9,44	9,66	10,73	10,53	10,33	10,50

* D0: Dia 0 / D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** **Fonte:** autor.

O reator utilizado é um sistema fechado, entretanto períodos nublados e de chuva podem influenciar na temperatura média e intensidade luminosa. A duração (min) e intensidade (mm) das precipitações registradas durante o período do experimento estão dispostas nas Tabelas 8 e 9, respectivamente.

Tabela 8. Duração diária das precipitações (min) no ponto de instalação do *flat panel*.

Dur. diária das precip. (min)		D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Outono	Batelada 1	5	0	0	0	0	15	0
Outono	Batelada 2	0	15	170	0	0	0	0
Outono	Batelada 3	0	60	0	0	0	0	0
Outono	Batelada 4	0	0	0	85	10	0	0
Outono	Batelada 5	0	0	0	0	0	0	0
Outono	Batelada 6	0	0	0	0	0	0	0
Primavera	Batelada 7	0	115	245	10	0	0	0
Primavera	Batelada 8	0	0	180	105	0	0	220
Primavera	Batelada 9	35	0	0	0	0	5	35
Primavera	Batelada 10	0	0	0	0	0	0	150
Primavera	Batelada 11	340	105	115	60	0	0	0
Verão	Batelada 12	0	180	0	0	185	5	40
Verão	Batelada 13	65	0	95	250	765	385	70

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** **Fonte:** autor.

Tabela 9. Precipitação (mm) registrada no ponto de instalação do *flat panel*.

Precipitação (mm)		D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Outono	Batelada 1	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,76	0,00
Outono	Batelada 2	0,00	0,00	59,18	0,00	0,00	0,00	0,00
Outono	Batelada 3	0,00	4,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Outono	Batelada 4	0,00	0,00	0,00	4,83	9,91	0,00	0,00
Outono	Batelada 5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Outono	Batelada 6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Primavera	Batelada 7	0,00	16,26	23,88	15,49	0,00	0,00	0,00
Primavera	Batelada 8	0,00	0,00	25,65	54,36	0,00	0,00	37,85
Primavera	Batelada 9	27,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	8,89
Primavera	Batelada 10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,72
Primavera	Batelada 11	63,00	11,18	29,97	5,33	0,00	0,00	0,00
Verão	Batelada 12	0,00	24,38	0,00	0,00	31,75	0,25	10,92
Verão	Batelada 13	8,64	0,00	15,49	20,07	149,86	27,43	3,05

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** **Fonte:** autor.

As temperaturas médias diárias monitoradas no local de instalação do reator variaram entre 15,5 °C e 27,6 °C (Tab. 4). As temperaturas médias semanais, se considerados os sete dias relativos a cada batelada, variaram de 17,2 °C a 25,1 °C.

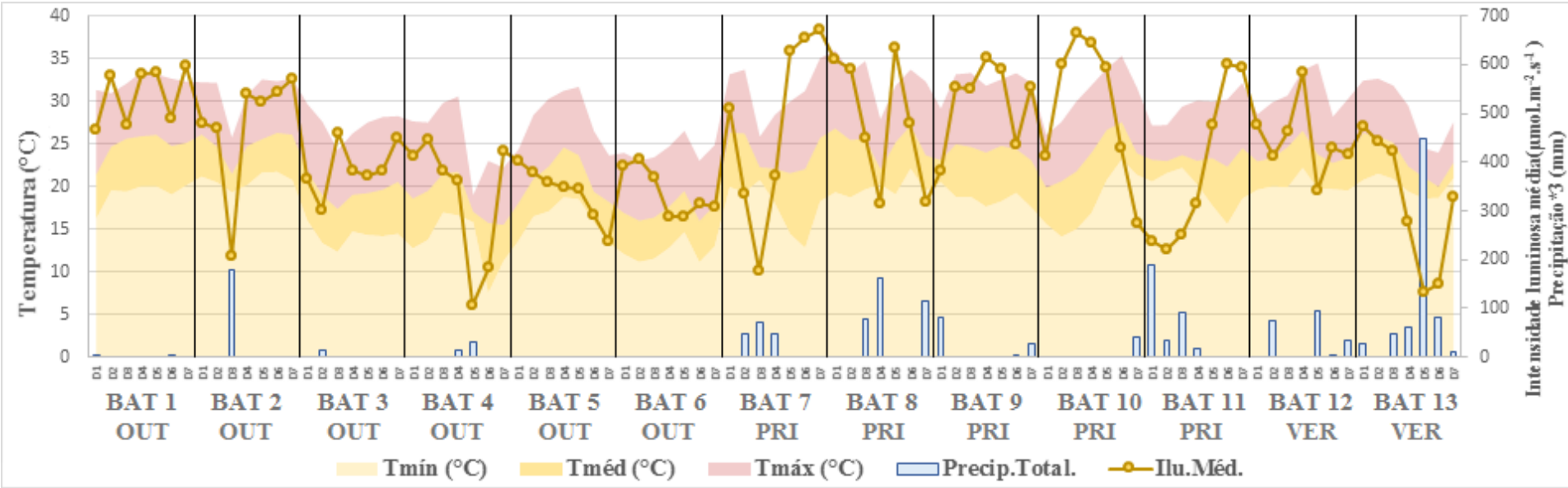
Já as temperaturas máximas diárias foram em média de 30,1°C. As médias de temperaturas máximas semanais, se considerados os sete dias de bateladas, variaram de 25,7 °C a 32,8 °C (Tab. A.2, Apêndice A).

Para efeito comparativo, a faixa de temperatura reportada como ideal à nitrificação fica entre 15 e 32 °C (CERVANTES-CARRILO et al., 2000). Já a produtividade e remoção de amônia por *Scenedesmus sp.* demonstrou melhores resultados, indicando possível faixa ideal, entre 25 e 31,3 °C (LATIFFI et al., 2017; RUIZ-MARTÍNEZ et al. 2015). Pode-se então inferir que ao considerar as medições de temperatura, ambos os processos ocorrerão dentro do reator, com a fixação sendo privilegiada nos momentos do dia em que se aproxime das temperaturas máximas diárias.

As intensidades luminosas médias diárias monitoradas no reator variaram entre 106 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e 671 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Tab. 5), os valores máximos atingidos em horário de pico nas seis bateladas foram de $1069 \pm 232 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Tab. A.7, Apêndice A). O valor máximo absoluto foi de 1444 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e ocorreu no dia 2 da Batelada 10.

As precipitações no período do experimento podem ter impactado nos valores observados principalmente em relação à intensidade luminosa média, como observa-se na Figura 10. Estão resumidos na Tabela 10 os parâmetros ambientais semanais.

Figura 10. Temperaturas médias, máximas, mínimas, precipitação total e intensidade luminosa média diária ao longo do experimento. A escala da medição diária de precipitação foi ajustada, multiplicando-se por 3, para melhor visualização gráfica.



***OUT:** Outono // **PRI:** Primavera // **VER:** Verão.

**** Fonte:** autor.

Tabela 10. Resumo dos parâmetros ambientais observados nas bateladas de 1 a 13, os valores expostos são relativos às médias dos valores aferidos durante os 7 dias de batelada. Intensidade luminosa máxima, por exemplo, expõe a média dos valores máximos diários.

	Unidade	BAT.1	BAT.2	BAT.3	BAT.4	BAT.5	BAT.6	BAT.7	BAT.8	BAT.9	BAT.10	BAT.11	BAT.12	BAT.13	MÉD. ± D.P.
Horas de luz	Horas	12,7	12,5	11,5	11,4	11,3	11,2	13,6	13,6	13,9	13,9	13,8	13,7	13,5	12,8 ± 1,0
Intens. luminosa méd.	$\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	539	476	388	330	338	338	478	486	526	517	386	446	319	428 ± 78
Intens. luminosa máx.	$\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	1163	1081	891	740	810	769	1201	1165	1277	1263	1186	1323	1032	1069 ± 195
Temp. méd. ar	°C	24,8	25,1	19,5	18,5	21,0	17,2	23,8	25,0	24,1	23,5	23,3	23,9	23,4	22,6 ± 2,5
Temp. mín. ar	°C	19,2	20,8	14,2	13,5	14,3	N/A	17,7	19,8	18,7	18,1	19,5	20,1	20,1	18,0 ± 2,5
Temp. máx. ar	°C	32,3	31,2	27,4	25,7	28,0	N/A	31,1	32,8	32,2	30,9	29,5	30,8	28,9	30,1 ± 2,1

***Fonte:** autor.

As Bateladas de 1 a 6 ocorreram no Outono, 7 a 11 na Primavera, 12 e 13 no Verão. A Tabela 11 resume os parâmetros ambientais observados em cada estação.

Tabela 11. Resumo dos parâmetros ambientais observados agrupados por estação do ano.

	Unidade	OUT	PRI	VER	MÉD. ± D.P.
Horas de luz	Horas	11,8	13,7	13,6	13,0 ± 0,9
Intens. luminosa méd.	$\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$	401,7	478,7	382,6	421 ± 41,6
Intens. luminosa máx.	$\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$	909,0	1218,6	1177,6	1101,8 ± 137,3
Temp. méd. ar	°C	21,0	24,0	23,7	22,9 ± 1,3
Temp. mín. ar	°C	16,4	18,8	20,1	18,4 ± 1,5
Temp. máx. ar	°C	28,9	31,3	29,9	30,0 ± 1,0

***OUT:** Outono // **PRI:** Primavera // **VER:** Verão.

**** Fonte:** autor.

O verão foi a estação com menores médias de intensidade luminosa (Tab. 11), possivelmente devido às precipitações e nuvens inerentes da estação. Apesar do experimento contar com menor amostragem do período do verão (duas bateladas), há evidências visuais à partir dos dados coletados em todo experimento (Fig. 10) que as precipitações afetam a intensidade luminosa média, sendo este um fenômeno que pode afetar reatores ao ar livre em locais com períodos chuvosos, em especial no verão.

Os períodos com menor média de temperatura dentre as treze bateladas ocorreram no outono, foram a Batelada 4 (18,5°C) junto à Batelada 6 (17,2°C), enquanto que os períodos com maior média de temperatura foram Batelada 2 (25,1°C) e Batelada 8 (25,0°C), (Tab. 10).

Quanto à intensidade luminosa as bateladas com maiores médias foram: Batelada 1 ($539 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e Batelada 9 ($526 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). As menores médias foram obtidas na Batelada 13 ($319 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) e Batelada 4 ($330 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), (Tab. 10).

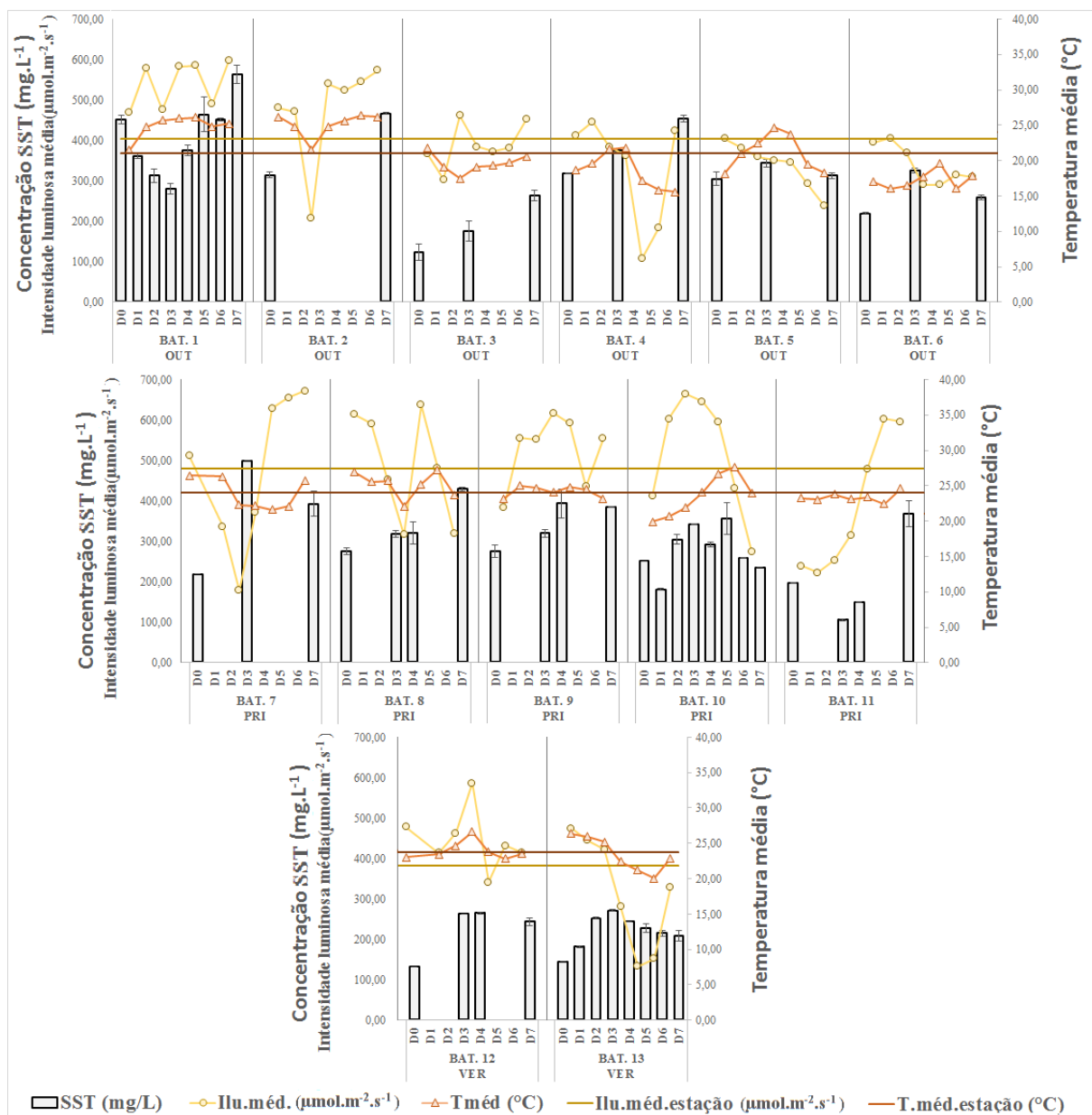
O pH monitorado foi alcalino ($\text{pH} > 7$) em todas as amostras com exceção de D7 das Bateladas 5 e 6 (Tab. 7). A presença de CO_2 dissolvido proveniente do esgoto tem capacidade de acidificação do substrato e decréscimo do pH (YANG; GAO, 2003), porém a atividade fotossintética das microalgas consome o CO_2 e abaixa sua concentração no substrato, o que incorre no aumento do pH (ASSEMANY et al., 2015). A hipótese para o aumento do pH, quando houve, é o crescimento da atividade fotossintética.

Já nas Bateladas 5 e 6 ocorreu decréscimo no pH quando comparados D3 e D7 (Tab. 7), indicando que algo pode ter acarretado a redução da atividade fotossintética nestes períodos. Para ambas hipóteses a análise da evolução da biomassa e dos nutrientes no substrato pode trazer indicativos do que possa ter ocorrido no reator.

5.3 ANÁLISE DESCRITIVA - BIOMASSA (SST)

As concentrações de sólidos em suspensão totais (SST) estão apresentadas na Figura 11 juntamente com a temperatura média diária e intensidade luminosa média diária para as Bateladas de 1 a 13. Na figura as bateladas foram agrupadas em estações do ano, as linhas horizontais indicam a média de iluminação e temperatura de cada estação.

Figura 11. Sólidos em suspensão totais (SST), temperatura média diária (T_{méd}) e intensidade luminosa média diária (Ilu.méd.) nas Bateladas de 1 a 13. Também indicadas temperatura e intensidade luminosa média para cada estação.



*OUT: Outono // PRI: Primavera // VER: Verão.

** Fonte: autor.

Ao comparar D7 e D0 houve aumento nos valores observados para SST em todas as bateladas analisadas, com exceção da Batelada 10 (Fig. 11).

As três maiores produtividades de biomassa (PB_{SST}) ocorreram na primavera, nas seguintes bateladas respectivamente (Tab. 13):

Bateladas 7 com $PB_{SST} = 24,81 \text{ mg.SST.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (218,3 mg.L^{-1} a 392,0 mg.L^{-1});

Batelada 11 com $PB_{SST} = 24,71 \text{ mg.SST.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (195,0 mg.L^{-1} a 368,0 mg.L^{-1});

Batelada 8 com $PB_{SST} = 22,12 \text{ mg.SST.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (273,5 mg.L^{-1} a 428,3 mg.L^{-1}).

A menor produtividade positiva ocorreu na Batelada 5, com $PB_{SST} = 1,07 \text{ mg.SST.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (303,8 mg.L^{-1} a 311,3 mg.L^{-1}).

A Batelada 10 foi a única onde observou-se valor negativo de produtividade, com $PB_{SST} = -2,14 \text{ mg.SST.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ (250,0 mg.L^{-1} a 235,0 mg.L^{-1}), sendo que, caso encerrada a Batelada em algum momento entre D2 e D6, este valor seria positivo.

Levando em consideração ser a faixa de temperatura 25 - 31,3°C relatada como ótima para *Scenedesmus sp.* (gênero dominante no consórcio) (RUIZ-MARTÍNEZ et al. 2015; LATIFFI et al., 2017), ao observar apenas as temperaturas médias em todo o período do experimento (Tab. 10) poderia se esperar na Batelada 10, por exemplo, produtividades semelhantes àquelas observadas nas bateladas com melhor desempenho (7, 8 e 11), entretanto sua produtividade foi negativa. Além disso, apesar de haver registro de temperaturas médias próximas e/ou superiores em outras bateladas, a produtividade para SST foi a maior nestas bateladas dentre todas as analisadas, o mesmo ocorre com a intensidade luminosa média. Indicando que apenas as análises isoladas da interação *biomassa-temperatura* e *biomassa-intensidade luminosa* não são suficientes para compreender a atividade de produção de biomassa.

Estão apresentados nas Tabelas 12 e 13 os resumos dos parâmetros de produção de biomassa calculados (como exposto na seção 4.6.1) para cada estação e para cada batelada.

Tabela 12. Resumo dos parâmetros de produção de biomassa calculados. Agrupados por estação do ano.

	Unidade	OUT	PRI	VER	MÉD. ± D.P.
Produção	mgSST.L^{-1}	97,8	119,5	87,7	101,7 ± 13,3
Produção total média da batelada	gSST	4,9	6,0	4,4	5,1 ± 0,7
Produtividade	$\text{mgSST.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$	13,98	17,07	12,53	14,53 ± 1,89
Eficiência luminosa	$\text{mgSST/mol f\acute{o}tons}$	80,35	75,70	65,44	73,83 ± 6,23
Concentração final de biomassa	mgSST.L^{-1}	385,27	361,52	225,21	324 ± 70,53

*OUT: Outono // PRI: Primavera // VER: Verão.

** Fonte: autor.

Tabela 13. Resumo dos parâmetros relativos a produção de biomassa obtidos para cada batelada de 1 a 13.

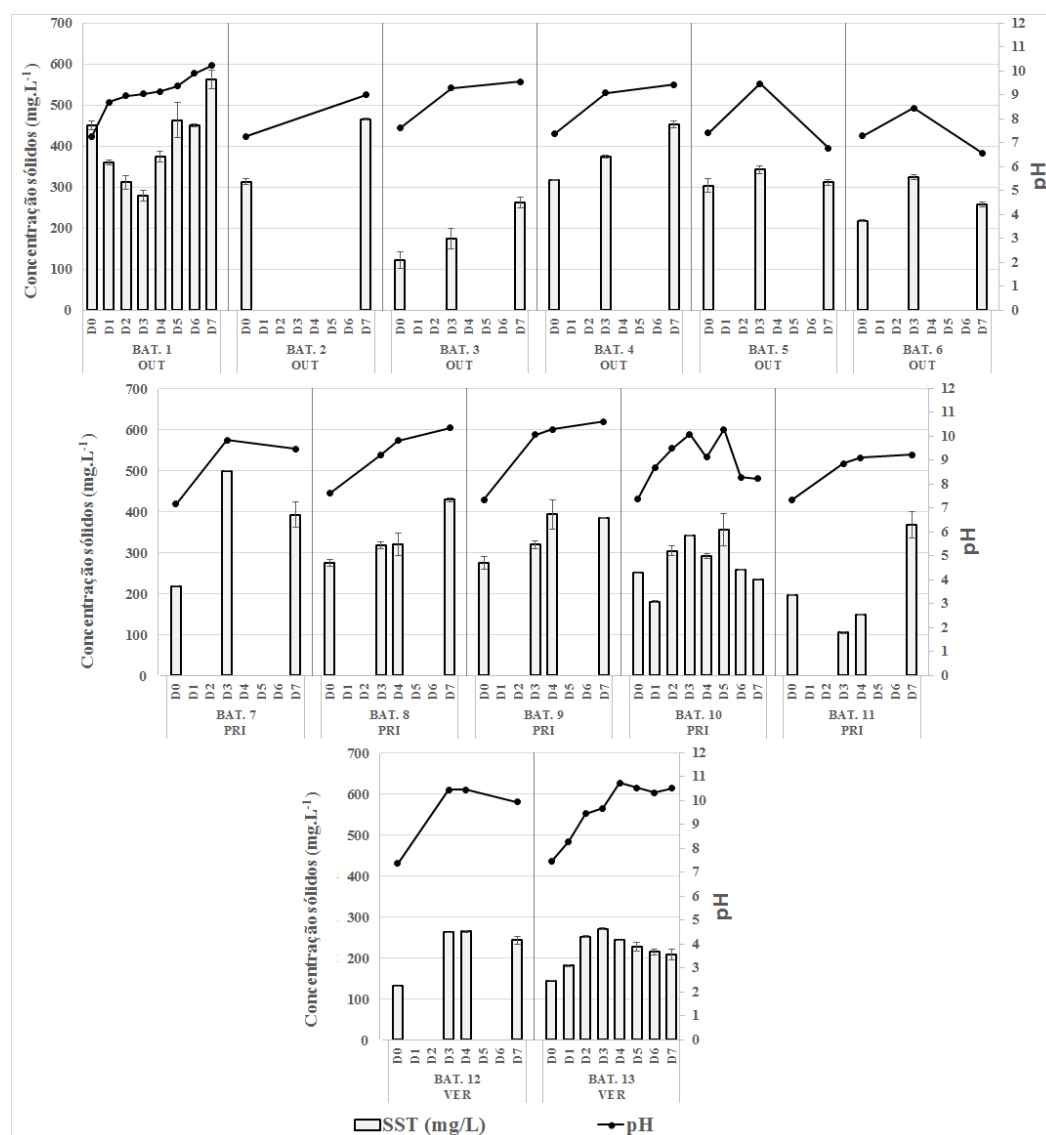
	BAT.1	BAT.2	BAT. 3	BAT.4	BAT.5	BAT.6	BAT.7	BAT.8	BAT.9	BAT.10	BAT.11	BAT.12	BAT.13
ΔC_{SST}	111,64	152,54	140,00	135,38	7,50	40,00	173,67	154,83	110,95	-15,00	173,00	112,20	63,21
$B_{total,SST}$	5,58	7,63	7,00	6,77	0,38	2,00	8,68	7,74	5,55	-0,75	8,65	5,61	3,16
PB_{SST}	15,95	21,79	20,00	19,34	1,07	5,71	24,81	22,12	15,85	-2,14	24,71	16,03	9,03
$RLR_{SST,luz}$	64,95	101,69	124,23	141,73	7,79	41,71	105,18	92,85	60,31	-8,27	128,44	72,84	58,04

* ΔC_{SST} : variação na concentração SST ($mg_{SST.L^{-1}}$) // $B_{total,SST}$: Produção total de biomassa (g_{SST}) // PB_{SST} : Produtividade da biomassa ($mg_{SST.L^{-1}.d^{-1}}$) // $RLP_{SST,luz}$: Rendimento por efeito luminoso na produção de biomassa ($mg_{SST}/molfótons$)

** **Fonte:** autor.

Estão apresentados na Figura 12 os valores de pH e SST aferidos em cada amostra das 13 bateladas. Na figura as bateladas foram agrupadas em estações do ano.

Figura 12. Sólidos em suspensão totais (SST) e pH nas Bateladas de 1 a 13.



***OUT:** Outono // **PRI:** Primavera // **VER:** Verão.

** **Fonte:** autor.

O melhor desempenho nas Bateladas 7, 8 e 11 não significa necessariamente que os parâmetros abióticos favoreceram a atividade das microalgas nestas bateladas em específico. Os parâmetros, microrganismos e nutrientes também podem ter desfavorecido as microalgas nas outras bateladas.

Enquanto que altas intensidades luminosas podem causar fotoinibição das microalgas, altas concentrações de nutrientes iniciais podem diminuir a produtividade de biomassa conforme aumenta-se o tempo de batelada. Iasimone et al. (2018), por exemplo, relataram queda de 53,3% na produtividade de biomassa para substratos com maiores concentrações de nutrientes ($9,9 \pm 0,6 \text{ mg.PO}_4\text{.L}^{-1}$) quando comparado a substratos com menores concentrações ($6,4 \pm 0,2 \text{ mg.PO}_4\text{.L}^{-1}$) caso o tempo de batelada for suficientemente elevado (7 ou mais dias).

Este resultado pode significar que, na presença de nutrientes em abundância, o acelerado crescimento da população nos primeiros dias torna insustentável a manutenção da biomassa adquirida em fases posteriores. Tais fatores podem ter contribuído para que a Batelada 4 obtivesse maior produtividade final em relação à Batelada 3.

Além da baixa produtividade para SST ocorrida na Bateladas 5, também ocorreu decréscimo na concentração de SST quando analisado o período D3-D7. Este fenômeno foi observado com maior relevância nas Batelada 5 e 6, bateladas onde também ocorreu redução do pH (acidificação) para níveis inferiores ao pH inicial, no período D3-D7 (Fig. 12).

Nas Bateladas 5 e 6 não foram registrados picos de temperatura ou de intensidade luminosa superiores aos das outras bateladas que justifiquem dano celular e consequente desempenho inferior quando comparada às outras bateladas.

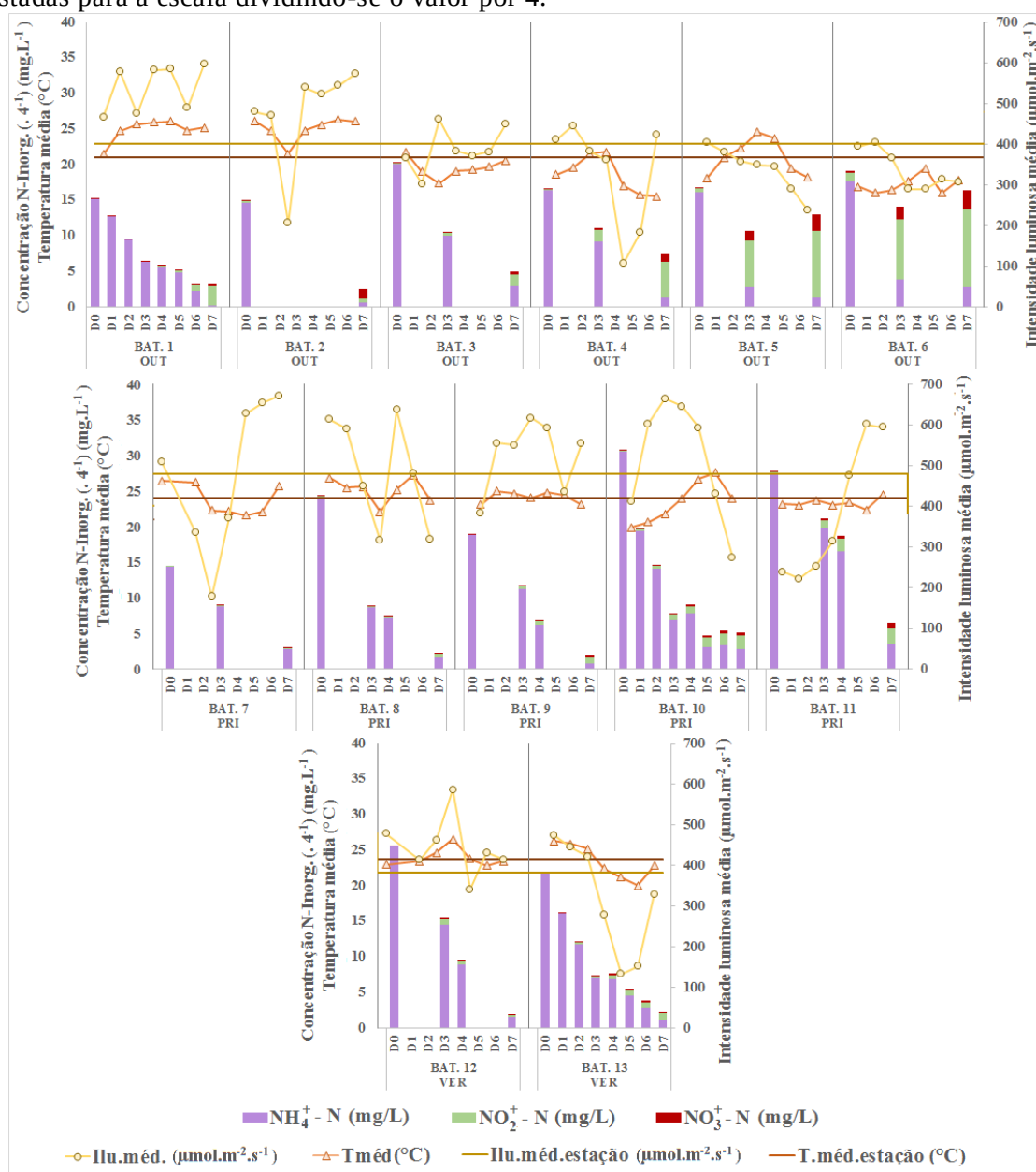
Uma hipótese é ter havido acúmulo de nutrientes como nitrito no reator e este acúmulo de ter prejudicado a recuperação de nitrogênio e crescimento da população de microalgas. Yang et al. (2004), por exemplo, reportaram redução no crescimento de microalgas em concentrações elevadas de nitrito. A análise dos resultados parciais para compostos nitrogenados junto à biomassa é feita na seção 5.4.

Outra possível explicação para essa queda na concentração de biomassa, pH e atividade fotossintética seria a atividade de predação no reator por parte de predadores de microalgas (rotíferos, cilióforos e coanoflagelados) nestas bateladas em específico, entretanto não há dados suficientes para essa afirmação.

5.4 ANÁLISE DESCRITIVA - REMOÇÃO DE NUTRIENTES – NITROGÊNIO

Na Figura 13 estão expostos os valores obtidos nas amostras para os compostos nitrogenados, temperatura média diária e intensidade luminosa média diária nas Bateladas 1 a 13. Na figura as bateladas foram agrupadas em estações do ano e as linhas horizontais indicam a média de intensidade luminosa e temperatura de cada estação. A concentração dos compostos nitrogenados foi ajustada para a escala dividindo-se o valor por 4.

Figura 13. Compostos nitrogenados, temperatura média diária (T_{méd}) e intensidade luminosa média diária (Ilu.méd.) nas Bateladas 1 a 13. As concentrações dos compostos nitrogenados foram ajustadas para a escala dividindo-se o valor por 4.



Fonte: autor.

Houveram contratempos nos ensaios para aferição de NTK em quatro das treze bateladas, motivo pelo qual optou-se pela utilização do parâmetro *nitrogênio inorgânico dissolvido* (NID) para realizar análises relativas ao nitrogênio ($\text{NID} = \text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_2^+ - \text{N} + \text{NO}_3^+ - \text{N}$).

Estão apresentados nas tabelas 14 e 15 os resumos dos parâmetros remoção de nitrogênio inorgânico calculados (como exposto na seção 4.6.1) para cada estação e para cada batelada.

Tabela 14. Resumo dos parâmetros de remoção de nitrogênio calculados. Agrupados por estação do ano.

	Unidade	OUT	PRI	VER	MÉD. ± D.P.
Amônia inicial	$\text{mgNH}_4\text{-N.L}^{-1}$	66,65	92,35	94,34	$84,45 \pm 12,61$
Nitrito inicial	$\text{mgNO}_2\text{-N.L}^{-1}$	0,44	0,06	0,03	$0,18 \pm 0,18$
Nitrato inicial	$\text{mgNO}_3\text{-N.L}^{-1}$	1,13	0,32	0,36	$0,6 \pm 0,37$
Nitrogênio inorgânico dissolvido inicial	mgNID.L^{-1}	68,21	92,74	94,74	$85,23 \pm 12,06$
Eficácia de Remoção NID	%	54,9%	84,1%	91,1%	$77\% \pm 16\%$
Remoção NID	mgNID.L^{-1}	36,84	77,95	86,53	$67,11 \pm 21,69$
Remoção NID Taxa	$\text{mgNID.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$	5,26	11,14	12,36	$9,59 \pm 3,1$

***OUT:** Outono // **PRI:** Primavera // **VER:** Verão.

** **Fonte:** autor.

Tabela 15. Resumo dos parâmetros relativos a remoção de NID obtidos para cada batelada de 1 a 13.

	BAT.1	BAT.2	BAT. 3	BAT.4	BAT.5	BAT.6	BAT.7	BAT.8	BAT.9	BAT.10	BAT.11	BAT.12	BAT.13
TR_{NID}	6,9	7,2	8,7	5,2	2,1	1,5	6,6	12,6	9,7	14,7	12,2	13,5	11,2
$\text{RLR}_{\text{NID,luz}}$	28,0	33,4	53,9	38,2	15,6	11,1	27,8	52,9	36,9	56,5	63,2	61,5	71,9
$\%\text{R}_{\text{NID}}$	79,1%	83,7%	75,4%	55,0%	22,3%	13,9%	79,4%	91,0%	89,9%	83,5%	76,7%	92,7%	89,5%

***TR_n:** Taxa de remoção do nutriente *n* ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$) // **RLR_{n,luz}:** Rendimento por efeito luminoso na remoção do nutriente *n* (mgP.molfótons) // **%R_n:** Eficácia de remoção do nutriente *n* (%).

** **Fonte:** autor.

A concentração inicial (D0) de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) nas 13 bateladas realizadas manteve-se na faixa de 57,5 a 122,3 mg.L^{-1} . A média de remoção ao final de 7 dias foi de 91,2% para o $\text{NH}_4\text{-N}$, sendo que a máxima remoção atingida foi de 98,6% e ocorreu na Batelada 1.

A média de remoção se considerada a totalidade do nitrogênio inorgânico ao final de 7 dias foi de 74,1%, a máxima remoção atingida foi de 92,7% e ocorreu na Batelada 12.

Portanto deve-se considerar que nem sempre a amônia foi assimilada pelas microalgas, sendo por vezes convertida em outros compostos nitrogenados dissolvidos no substrato.

O nitrito e nitrato tiveram suas concentrações iniciais (D0) maiores a cada batelada realizada em sequência. As bateladas analisadas que ocorreram consecutivamente foram agrupadas em sequências, apresentadas na Tabela 16. As datas das bateladas, para verificação, estão expostas na Tabela 06.

Tabela 16. Agrupamento das bateladas consecutivas em sequências.

SEQUENCIA	BATELADAS
A	1 e 2
B	3, 4 e 5
C	6
D	7, 8, 9, 10, 11
E	12 e 13

Fonte: autor.

Mesmo quando houve períodos sem amostragem para ajustes, entre as sequências, continuou-se realizando o repique e operação. O agrupamento em sequências foi feito para análises de balanço de massa e para análises estatísticas de variância ANOVA avaliando a significância da influência no tratamento, aprofundamento é realizado na seção 5.7.

Através do dados para nitrito e nitrato expostos na Figura 13, pode-se observar que além do dia D0, suas concentrações no dia D7 também foram crescentes, o que pode significar estar havendo acúmulo devido a forma como o repique é feito (10% do efluente da batelada anterior é utilizado como inóculo da batelada seguinte). Tal afirmação pode ser verificada utilizando a equação de balanço de massa (Equação 14):

$$Cf = \frac{(V1.C1+V2.C2)}{Vf} \quad (14)$$

Em que:

V1 – Volume de substrato (esgoto sanitário anaerobiamente tratado) – 45L

C1 – Concentração de nitrito ou nitrato no esgoto sanitário anaerobiamente tratado (Tab. 1)

V2 – Volume utilizado como inóculo, proveniente da batelada anterior – 5L

C2 – Concentração de nitrito ou nitrato em D7 na batelada anterior

Vf – Volume total do reator – 50L

Cf – Concentração inicial do parâmetro na batelada seguinte, aferida em D0

Manipulando-se a Equação 14 de forma a considerar, para C1, os valores advindos do esgoto anaerobiamente tratado coletado semanalmente junto à ETE tem-se o seguinte resultado para o ponto de partida da equação de balanço de massas, a situação descrita ocorre na primeira batelada de uma sequência de repiques:

Com C1 (Tab.1): $1,2 \pm 0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ para Nitrato
 $0,012 \pm 0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ para Nitrito

Balanço para o Nitrato:

$$Cf = (45 \cdot 1,2 + 5 \cdot C2)/50 \quad (15)$$

Balanço para o Nitrito:

$$Cf = (45 \cdot 0,012 + 5 \cdot C2)/50 \quad (16)$$

Visto que C2 é crescente a cada batelada, os valores obtidos para Cf utilizando as Equações 17 e 18 também serão crescentes para cada batelada sequencial em que se aplica a equação. Isto sugere que a acumulação em D0 esteja ocorrendo devido ao repique.

Além do crescente valor inicial para nitrato e nitrito nas bateladas sequenciais também é importante observar que durante todos os dias a temperatura média manteve-se entre 15,5 e 27,6°C (Tab. 4), dentro dos limites da faixa de 15 a 32°C reportada como ótima para a nitrificação (CERVANTES-CARRILO et al., 2000). Portanto é improvável que a atividade de nitrificação ao longo de todas as bateladas tenha sofrido com restrições relativas à temperatura.

Existe a indicação na literatura de que temperaturas mais elevadas, entre 28 e 35°C favorecem as BOA em detrimento das BON (KIM et al., 2006; NOCKO, 2008), podendo incorrer no acúmulo de nitrito nos reatores. Tal fato pode explicar o ocorrido na Batelada 2, batelada com maior média de temperatura e única ocasião onde a concentração de nitrito ultrapassou a concentração de nitrato ao final dos 7 dias (Fig. 13), tendo o nitrito atingindo 23,60 mg.L⁻¹, enquanto que o nitrato chegou a 7,30 mg.L⁻¹.

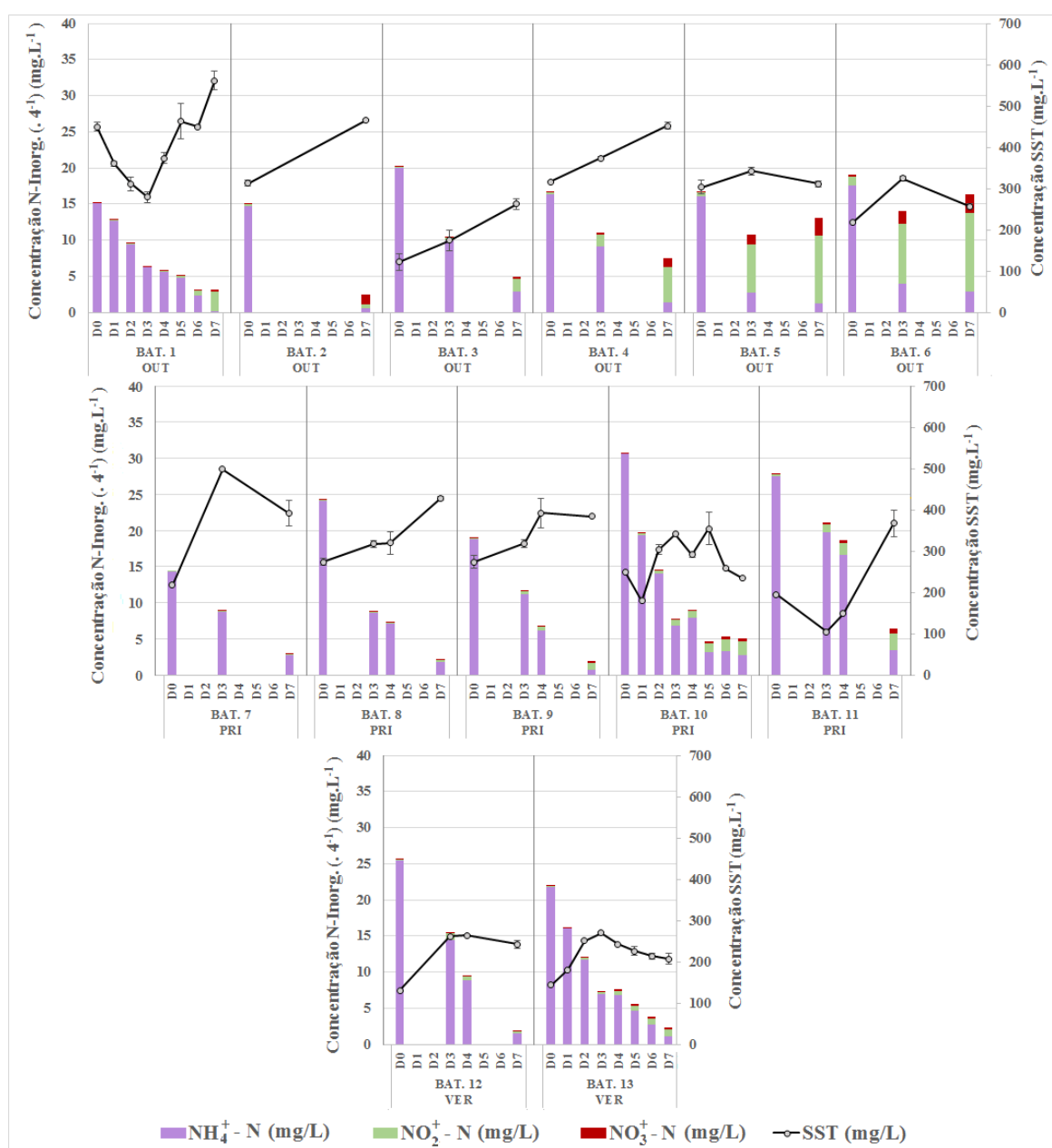
Faixas menores de temperatura, podem favorecer bactérias oxidadoras de nitrito (BON) e consequente acúmulo de nitrato (NOCKO, 2008), entretanto alta intensidade luminosas possui efeito inibitório na produção de nitrato (VERGARA et al., 2016).

O maior acúmulo de nitrato ocorreu na Batelada 6, atingindo a concentração de 144 mg.L⁻¹. Também foi a Batelada 6 o período de menor temperatura média dentre todas

bateladas (17,2°C) e foram observadas baixas intensidades luminosas médias quando comparada às demais bateladas (segundo menor valor observado, 338 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). Soma-se isto ao período de retenção da biomassa de 7 dias (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2018) tem-se na Batelada 6 um ambiente propício para acúmulo de nitrato (Fig. 13 e 14).

Na Figura 14 estão expostos os valores obtidos nas amostras para os compostos nitrogenados e sólidos em suspensão totais (SST) nas Bateladas 1 a 13.

Figura 14. Compostos nitrogenados e sólidos em suspensão totais (SST) nas Bateladas de 1 a 13. As concentrações dos compostos nitrogenados foram ajustadas para a escala dividindo-se o valor por 4.



Fonte: autor.

As bateladas com maior atividade de nitrificação identificadas foram as Bateladas 4, 5 e 6. Destas, na Batelada 4 houve desenvolvimento da biomassa microalgal com menor acúmulo de nitrito e nitrato quando comparado às Bateladas 5 e 6, sendo um indicativo de que, mesmo com a elevada nitrificação, a atividade de assimilação pelas microalgas na Batelada 4 tenha se desenvolvido melhor dentre as 3 bateladas com maior nitrificação.

Para efeito de comparação, $\text{NH}_4\text{-N}$ em D0 teve valor próximo nas Bateladas 4 e 5 (65,7 e 64,4 mg.L^{-1}). Na Batelada 5, já no terceiro dia (D3), o $\text{NH}_4\text{-N}$ encontrava-se em concentração 11,2 mg.L^{-1} . Enquanto que na Batelada 4, a concentração em D3 era de 36,4 mg.L^{-1} . Ou seja, em D3 havia sido removido 29,2 $\text{mg.NH}_4\text{-N.L}^{-1}$ para Batelada 4 e 53,2 $\text{mg.NH}_4\text{-N.L}^{-1}$ para Batelada 5.

Esta maior remoção de NH_4 atingida já em D3 da Batelada 5 não foi acompanhada de maior produção de biomassa quando comparada a Batelada 4.

A produção D0-D3 de biomassa para Batelada 4 foi $\Delta C_{\text{SST}} = 194,6 \text{ mg.L}^{-1}$.

A produção D0-D3 de biomassa para Batelada 5 foi $\Delta C_{\text{SST}} = 38,8 \text{ mg.L}^{-1}$.

É possível então verificar na Batelada 5 que apesar da remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ ter sido 82% maior quando comparada à Batelada 4, a geração de biomassa ΔC_{SST} foi 80% menor. Algo semelhante ocorreu na Batelada 6, que, comparada à Batelada 4 teve remoção de NH_4 87% maior, com ΔC_{SST} 78% menor ($\Delta C_{\text{NH}_4\text{-N}} = 70,4 \text{ mg.NH}_4\text{-N.L}^{-1}$; $\Delta C_{\text{SST}} = 43,8 \text{ mg.L}^{-1}$).

Isto indica que o $\text{NH}_4\text{-N}$ não estava sendo assimilado pelas microalgas e nem subsidiando o crescimento da biomassa nas Bateladas 5 e 6 já antes do dia 3. De fato, o aumento da concentração de nitrito e nitrato nestas bateladas indica que o caminho tomado pelo nitrogênio amoniacal foi o da nitrificação. Isso pode ter ocorrido por um dos 3 seguintes fatores, ou ainda uma combinação destes:

1. Condições abióticas que favoreceram a atividade de nitrificação, rapidamente esgotando o nitrogênio amoniacal e acumulando compostos (NO_2 e NO_3):

- O repique fornecendo maior disponibilidade de nitrito em D0 pode ter colaborado para desenvolver mais rapidamente os processos de nitrificação e população de bactérias;
- A faixa de temperatura mantida em ambas Bateladas 5 e 6 coincidem com as faixas ótimas de nitrificação: T.méd. 15 a 32°C (CERVANTES-CARRILO et al., 2000);
- O esgotamento do N-amoniacoal junto do acúmulo de nitrito e nitrato pode ter reduzido a competitividade das microalgas por inibição e atrapalhado a assimilação do nutriente (GONZÁLEZ-CAMEJO et al., 2020).

2. Condições abióticas que desfavoreceram o consórcio de microalgas:

- A faixa de temperatura nas duas bateladas, por mais que não chegasse a níveis restritivos às microalgas, se manteve abaixo do considerado ótimo para a espécie dominante *Scenedesmus sp.* (25 - 31,3°C) (LATIFFI et al., 2017; RUIZ-MARTÍNEZ et al. 2015). Sendo a temperatura média semanal 21,0°C para Batelada 5 e 17,2°C para Batelada 6.

3. Predação das microalgas:

- Morte das microalgas por vezes pode ser atribuída a predadores presentes no substrato, diminuindo a competitividade do consórcio de microalgas (favorecendo então a nitrificação). Ocasiona a liberação de compostos nitrogenados no substrato como NO_2^- e NO_3^- que podem contribuir para os altos índices observados na amostra (MIN et al., 2011) e, posteriormente, podem ser aproveitados pelas nitrificantes.

5.5 ANÁLISE DESCRITIVA - REMOÇÃO DE NUTRIENTES – FÓSFORO

Na Figura 15 estão apresentados os valores obtidos nas amostras para fósforo total nas Bateladas 1 a 13.

A concentração inicial de fósforo total variou na faixa de 4,54 a 18,08 mg.L^{-1} . Os valores obtidos para sua remoção foram em média 65,2%, variaram de 92% a 23%, sendo que a maior remoção foi atingida na Batelada 13 e a menor na Batelada 6.

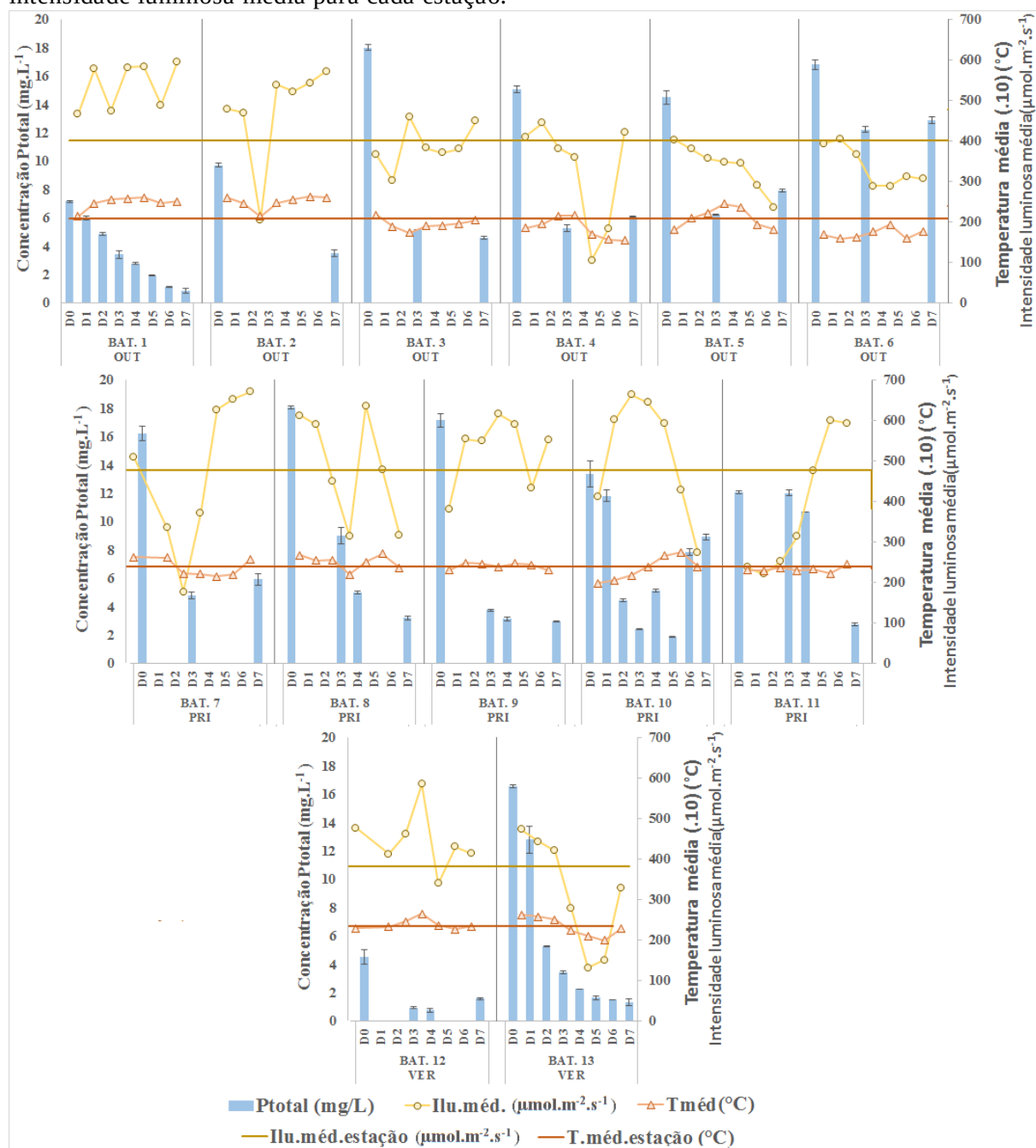
De todas bateladas, a Batelada 6 apresentou discrepância notável da faixa de remoção esperada havendo removido apenas 23,3%, sendo observada já no dia 3 menor remoção em comparação às outras semanas (Fig. 15). A Batelada 6 também foi a batelada com menor temperatura média (17,2 °C) e menores pH médio e pH final.

O pH é um dos parâmetros que podem influenciar na remoção do fósforo, visto que altos valores de pH indicam maiores atividades fotossintéticas e no caso específico deste nutriente, elevados valores de pH também induzem a remoção de fósforo total dissolvido por precipitação, formando hidroxiapatita (CHEVALIER et al., 2000).

Neste trabalho as bateladas com menores valores finais de pH obtiveram também menores remoções de P_{total} como apresentado na Tabela 17. Isto vai ao encontro de estudos que relataram melhores remoções de fósforo total de substratos com $\text{pH} > 9,0$ (XU et al., 2019) e $\text{pH} > 10,5$ (LALIBERTÉ et al., 1997).

Além da redução de pH nas Bateladas 5 e 6, a biomassa teve redução em sua produção (Fig. 12). De fato, se analisada em termos de SST houve redução na concentração de D3 a D7, podendo ser estes dois indícios da redução de atividade das microalgas no período e consequente menor remoção de fósforo.

Figura 15. Fósforo total (Ptotal) nas Bateladas de 1 a 13. A temperaturas médias observadas foram ajustadas para a escala multiplicando-se o valor por 10. Também indicadas temperatura e intensidade luminosa média para cada estação.



Fonte: autor.

Tabela 17. Bateladas por ordem decrescente de remoção percentual de P_{total} e pH final.

	BAT. 13	BAT. 1	BAT. 9	BAT. 8	BAT. 11	BAT. 3	BAT. 12	BAT. 2	BAT. 7	BAT. 4	BAT. 5	BAT. 10	BAT. 6
pH final	10,50	10,22	10,61	10,34	9,23	9,55	9,94	9,00	9,47	9,42	6,77	8,22	6,57
Remoção P _{total}	91,8%	87,9%	82,6%	82,0%	77,0%	74,3%	64,4%	63,8%	63,3%	59,3%	45,2%	33,3%	23,3%

Fonte: autor.

Em relação a D3, em onze das treze amostras (com exceção das Bateladas 6 e 11) o fósforo teve já neste dia remoção de 50% a 82% (Fig. 15), demonstrando a capacidade que o *flat panel* ao ar livre possui de atingir remoção média de 67% já em 3 dias (metade do período das bateladas aqui estudadas).

Estão apresentados nas tabelas 18 e 19 os resumos dos parâmetros remoção de fósforo total calculados para cada estação e para cada batelada.

Tabela 18. Resumo dos parâmetros de remoção de fósforo calculados. Agrupados por estação do ano.

	Unidade	OUT	PRI	VER	MÉD. ± D.P.
Fósforo total inicial	mgP.L ⁻¹	13,56	15,39	10,57	13,17 ± 1,99
Eficácia de Remoção P _{total}	%	59,0%	67,6%	78,1%	68,0% ± 8,0%
Remoção P _{total}	mgP.L ⁻¹	7,56	10,61	9,08	9,08 ± 1,25
Remoção P _{total} Taxa	mgP.L ⁻¹ .d ⁻¹	1,08	1,52	1,30	1,3 ± 0,18

***OUT:** Outono // **PRI:** Primavera // **VER:** Verão.

** **Fonte:** autor.

Tabela 19. Resumo dos parâmetros relativos a remoção de fósforo e produção de biomassa obtidos para cada batelada de 1 a 13.

	BAT.1	BAT.2	BAT.3	BAT.4	BAT.5	BAT.6	BAT.7	BAT.8	BAT.9	BAT.10	BAT.11	BAT.12	BAT.13
TR _p	0,90	0,89	1,91	1,28	0,94	0,56	1,47	2,12	2,03	0,64	1,33	0,42	2,18
RLR _{p,luz}	3,68	4,14	11,89	9,35	6,81	4,08	6,23	8,89	7,71	2,46	6,90	1,90	13,99
%R _p	87,9%	63,8%	74,3%	59,3%	45,2%	23,3%	63,3%	82,0%	82,6%	33,3%	77,0%	64,4%	91,8%

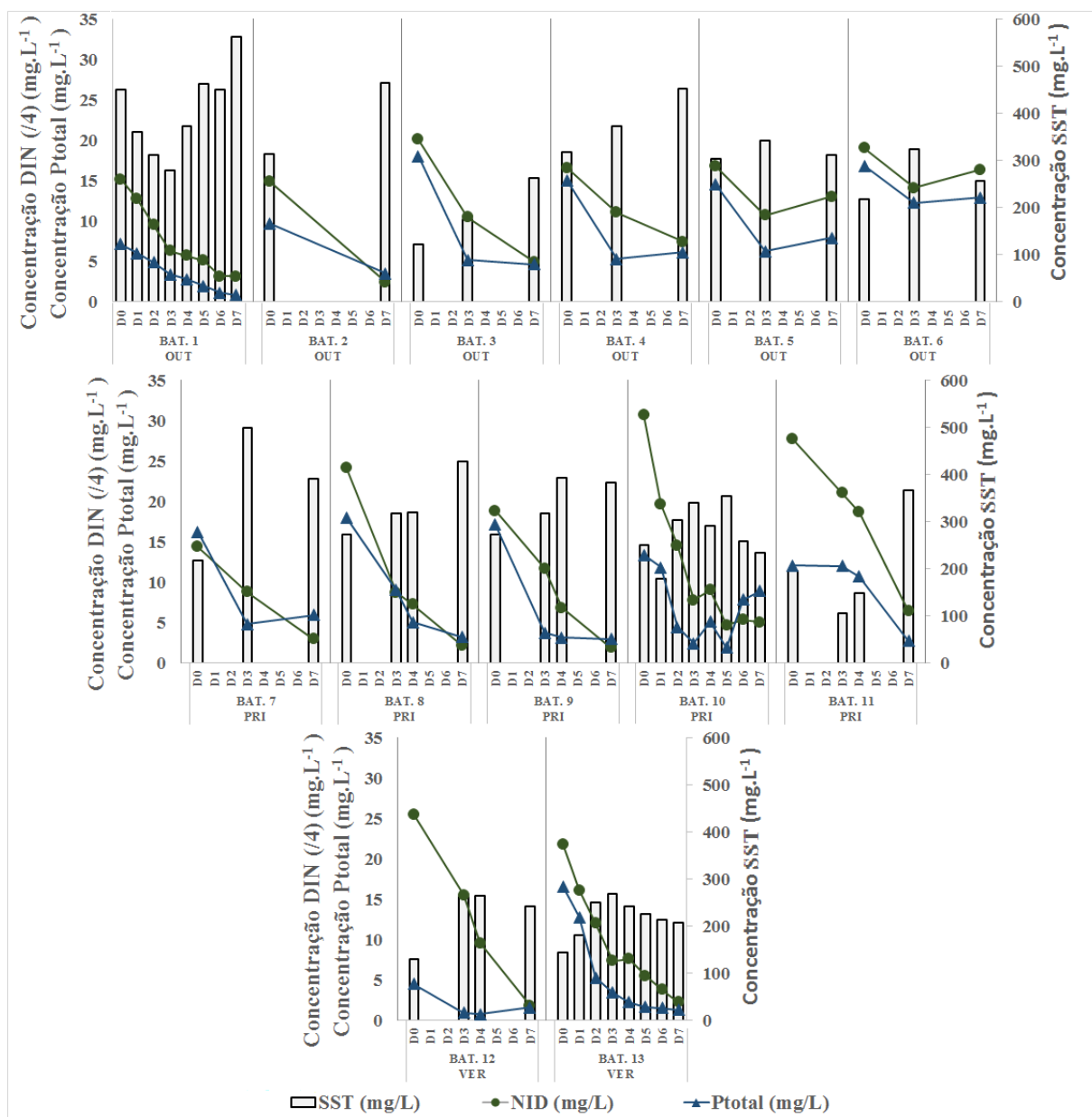
***TR_n:** Taxa de remoção do nutriente *n* (mg.L⁻¹.d⁻¹) // **RLR_{n,luz}:** Rendimento por efeito luminoso na remoção do nutriente *n* (mgP.molfótons) // **%R_n:** Eficácia de remoção do nutriente *n* (%).

** **Fonte:** autor.

Neste trabalho, optou-se pela utilização do parâmetro *nitrogênio inorgânico dissolvido* (NID) para realizar análises relativas ao nitrogênio (como descrito na seção 5.4), portanto a relação N:P utilizando nitrogênio total não foi possível.

Na Figura 16 estão apresentados os valores obtidos nas amostras para fósforo total (Ptotal), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e sólidos em suspensão totais (SST) nas Bateladas 1 a 13. As concentrações de nitrogênio inorgânico foram ajustadas para a escala dividindo-se o valor por 4.

Figura 16. Fósforo total (Ptotal), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e sólidos em suspensão totais (SST) nas Bateladas de 1 a 13. As concentrações de nitrogênio inorgânico foram ajustadas para a escala dividindo-se o valor por 4.



*NID = $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$

Fonte: autor.

5.6 CONSIDERAÇÕES INICIAS PARA AS ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A partir dos resultados apresentados para as variáveis ambientais, biomassa e remoção de nutrientes, somado aos resultados dos tratamentos batelada a batelada, foi possível observar comportamentos distintos capazes de condicionar as análises estatísticas e influenciar os modelos a serem compreendidos.

Neste sentido, foi elaborada tabela destacando as observações realizadas com finalidade de auxiliar as análises estatísticas, esses comportamentos estão identificados e listados resumidamente na Tabela 20.

Tabela 20. Resumo dos destaques observados.

TÓPICO	DESTAQUE
Monitoramento físico-químico	(1) - Existem evidências gráficas de que o volume de precipitação e/ou tempo de precipitação impactam nas temperaturas médias e <u>intensidades luminosas médias</u> (Fig. 10);
Monitoramento físico-químico	(2) - Bateladas 5 e 6 - observações atípicas de variação de pH quando comparado às demais bateladas do dia D3 ao dia D7 (Tab. 7);
Biomassa – SST	(3) - Batelada 10 - única com variação negativa de SST de D0 a D7 (Fig. 11 e 12);
Biomassa - SST	(4) - Evidências de que as análises isoladas da interação <i>biomassa-temperatura</i> e <i>biomassa-intensidade luminosa</i> não serão suficientes para explicar o comportamento da produtividade de biomassa (Fig. 11);
Biomassa - SST	(5) - Bateladas 5 e 6 - variação negativa de SST do dia D3 a D7 (Fig. 11 e 12);
Nutrientes - NID	(6) - Nem sempre a amônia foi assimilada pelas microalgas, sendo convertida em outros compostos nitrogenados dissolvidos no substrato (Fig. 13 e 14);
Nutrientes - NID	(7) - Sequência de Bateladas pode ter influenciado nos compostos nitrogenados dentro de mesmo sequenciamento (Fig. 13 e 14);
Nutrientes - NID	(8) - Agrupamento das Bateladas por sequencias nomeadas de A a E, as diferentes sequências podem ter impactado no tratamento (Tab. 16);
Nutrientes - Ptotal	(9) - Aparente correlação entre fósforo e pH do substrato. (Tab. 17)
Nutrientes - Ptotal	(10) - Batelada 6 obteve resultado de remoção discrepante em relação às demais bateladas. Batelada 5 e 10 também obtiveram resultados baixos para remoção de Ptotal (Tab. 17).

Fonte: autor.

Resumidamente, a partir dos destaques identificados:

- É conveniente verificar, através das análises estatísticas referentes à remoção de nutrientes, se há benefício em se desconsiderar os dados advindos das Bateladas 5 e 6 por apresentarem evidências visuais de comportamento atípico durante o tratamento (Destaques 2, 5 e 10);

- Há indícios de efeitos cumulativos relativos ao repique. É conveniente a análise da significância de efeito das Bateladas realizadas consecutivamente nos dados coletados durante o experimento (Destaques 7 e 8);

- É conveniente que as análises estatísticas referentes à produção de biomassa sejam feitas de forma a verificar se há benefício em se desconsiderar os dados advindos das Bateladas 5, 6 e 10. Também é conveniente analisar, junto a SST, a significância de efeito da temperatura e luminosidade, juntos e separadamente (Destaques 2, 3, 4, 5 e 10);

- É conveniente verificar as correlações entre fósforo e pH, bem como o impacto nesta correlação ao descartar as Bateladas 5 e 6, onde houveram variações atípicas de pH (Destaques 2 e 9)

Também destacados nesta seção, em forma de resumo, os parâmetros calculados para as 13 bateladas. Os valores estão apresentados na Tabela 21 e foram calculados como definido na seção 4.6.1 da metodologia.

Tabela 21. Resumo dos parâmetros relativos a remoção de nutrientes e produção de biomassa obtidos individualmente nas bateladas de 1 a 13.

	BAT.1	BAT.2	BAT.3	BAT.4	BAT.5	BAT.6	BAT.7	BAT.8	BAT.9	BAT.10	BAT.11	BAT.12	BAT.13
TR _P	0,90	0,89	1,91	1,28	0,94	0,56	1,47	2,12	2,03	0,64	1,33	0,42	2,18
TR _{NID}	6,9	7,2	8,7	5,2	2,1	1,5	6,6	12,6	9,7	14,7	12,2	13,5	11,2
RLR _{P,luz}	3,68	4,14	11,89	9,35	6,81	4,08	6,23	8,89	7,71	2,46	6,90	1,90	13,99
RLR _{NID,luz}	28,0	33,4	53,9	38,2	15,6	11,1	27,8	52,9	36,9	56,5	63,2	61,5	71,9
%R _P	87,9%	63,8%	74,3%	59,3%	45,2%	23,3%	63,3%	82,0%	82,6%	33,3%	77,0%	64,4%	91,8%
%R _{NID}	79,1%	83,7%	75,4%	55,0%	22,3%	13,9%	79,4%	91,0%	89,9%	83,5%	76,7%	92,7%	89,5%
ΔC _{SST}	111,64	152,54	140,00	135,38	7,50	40,00	173,67	154,83	110,95	-15,00	173,00	112,20	63,21
B _{total,SST}	5,58	7,63	7,00	6,77	0,38	2,00	8,68	7,74	5,55	-0,75	8,65	5,61	3,16
PB _{SST}	15,95	21,79	20,00	19,34	1,07	5,71	24,81	22,12	15,85	-2,14	24,71	16,03	9,03
RLR _{SST,luz}	64,95	101,69	124,23	141,73	7,79	41,71	105,18	92,85	60,31	-8,27	128,44	72,84	58,04

*TR_n: Taxa de remoção do nutriente *n* (mg.L⁻¹.d⁻¹) // RLR_{n,luz}: Rendimento por efeito luminoso na remoção do nutriente *n* (mgP.molfótons) // %R_n: Eficiência de remoção do nutriente *n* (%) // ΔC_{SST}: variação na concentração SST (mgSST.L⁻¹) // B_{total,SST}: Produção total de biomassa (gSST) // PB_{SST}: Produtividade da biomassa (mgSST.L⁻¹.d⁻¹) // RLP_{SST,luz}: Rendimento por efeito luminoso na produção de biomassa (mgSST/molfótons)

** Fonte: autor.

5.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Primeiramente foram feitas análises de variância ANOVA para determinar a significância dos efeitos das estações do ano na variabilidade do esgoto anaerobiamente tratado coletado na ETE. Esta análise é importante para dar segurança ao assumir que há comparabilidade entre os substratos das diferentes estações. Havendo significância por efeito de estação na variabilidade dos substratos, será feita exclusão de dados ou seleção individual de estações para a análise das correlações entre variáveis.

Na sequência, foram testadas as condições experimentais (repique) no tratamento em termos de substrato inicial e remoção de nutrientes dissolvidos ao longo do tempo. Havendo efeito significativo do repique na variabilidade dos substratos e das taxas de tratamento, seria então adequado analisar separadamente as sequências de interesse.

Anterior às análises ANOVA, foi feito o teste de Levene de igualdade de variâncias. Este testa a homogeneidade da distribuição da variância de uma variável para dois ou mais grupos.

Caso não se rejeite a hipótese nula ($p\text{-valor} > 0,05$) é provável que as diferenças nas variâncias da amostra tenham ocorrido com base na amostragem de populações com variâncias iguais. Conclui-se então que há homocedasticidade, ou seja, não há diferença entre as variâncias da variável dependente nos diferentes grupos.

5.7.1 INFLUÊNCIA DA SAZONALIDADE NO SUBSTRATO

É de se imaginar que os hábitos de consumo de água variem ao longo das estações podendo, portanto, afetar a qualidade (em termos de nutrientes) do esgoto afluente na ETE, do esgoto anaerobiamente tratado coletado e por conseguinte do substrato de partida do sistema de tratamento no fotobiorreator. O experimento foi conduzido durante 3 estações.

As primeiras hipóteses a serem testadas tratam da significância do efeito das estações nos dados referentes às condições iniciais do tratamento ao longo de todo o experimento, em termos de concentração inicial de fósforo, nitrogênio inorgânico dissolvidos e sólidos em suspensão total em cada batelada.

Para isso foi utilizada a variável categórica criada para agrupar as estações “EST”. Visto que os valores iniciais de fósforo, nitrogênio inorgânico dissolvidos e SST no substrato possuem grande dependência do esgoto anaerobiamente tratado coletado semanalmente, foram escolhidos os valores que representam condições do substrato ao início de cada batelada “SST_INICIO”, “P_INICIO” e “NID_INICIO”.

Quanto ao teste de Levene para homocedasticidade, os grupos considerados foram as estações “EST” e as variáveis dependentes foram “SST_INICIO”, “P_INICIO” e “NID_INICIO”. Nesta etapa, p-valor foi igual a 0,152 quando testado P_INICIO, igual a 0,099 quando testado NID_INICIO e igual a 0,289 quando testado SST_INICIO. Havendo homocedasticidade para todas as variáveis.

As tabelas 22, 23 e 24 apresentam os resultados da ANOVA considerando os dados de D0-D7, sem exclusão de bateladas, para “P_INICIO”, “NID_INICIO” e “SST_INICIO”, respectivamente.

Tabela 22. Resultados da ANOVA para P_INICIO.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
EST	2	0,904	0,436

Fonte: autor.

Tabela 23. Resultados da ANOVA para NID_INICIO.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
EST	2	3,112	0,089

Fonte: autor.

Tabela 24. Resultados da ANOVA para SST_INICIO.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
EST	2	2,594	0,124

Fonte: autor.

Quanto às condições do substrato ao início de cada batelada, de acordo com o teste ANOVA, não foi encontrado efeito significativo de “EST” para explicar a variabilidade de “P_INICIO” ($F=0,904$, $p=0,436$), também não foi encontrado efeito significativo de “EST” para “NID_INICIO” ($F=3,112$, $p=0,089$) e não foi encontrado efeito significativo de “EST” para “SST_INICIO” ($F=2,594$, $p=0,124$).

Conclui-se que não houve diferença significativa na variabilidade entre os grupos (estações) para nenhuma das variáveis analisadas. Isso indica que “EST”, isoladamente, não teve influência significativa na variabilidade do substrato utilizado durante o experimento. Desta forma, quando consideradas as Bateladas 01 a 13, no período entre os

dias D0-D7, os dados dos substratos são comparáveis entre as diferentes estações, ou seja, não será descartada nenhuma estação para análise de tais variáveis.

5.7.2 EFEITO DO REPIQUE NO SUBSTRATO.

Sabendo que ocorreram repiques sequenciais em algumas das bateladas, para a análise do efeito de bateladas consecutivas foi utilizada a variável categórica criada para agrupar o sequenciamento “SEQ”.

Visto que os valores iniciais de fósforo e nitrogênio inorgânico dependem tanto do esgoto anaerobiamente tratado coletado na ETE, quanto das concentrações presentes no inóculo durante o repique, foram escolhidos os valores “P_INICIO”, “NID_INICIO” e “SST_INICIO” como variáveis representativas do substrato.

Foram realizadas análises sem a exclusão das Bateladas 5 e 6 e também a análise com a exclusão dos dados das Bat. 5 e 6.

Quanto ao teste de Levene para homocedasticidade, p-valor foi igual a 0,255 quando testado P_INICIO, igual a 0,210 quando testado NID_INICIO, igual a 0,595 quando testado SST_INICIO. Havendo homocedasticidade para todas as variáveis.

Os resultados da ANOVA sem a exclusão das Bateladas 5 e 6 para “P_INICIO”, “NID_INICIO”, “SST_INICIO” estão expostos nas Tabelas 25, 26 e 27, respectivamente.

Tabela 25. Resultados da ANOVA para P_INICIO. Incluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	4	2,0629	0,178

Fonte: autor.

Tabela 26. Resultados da ANOVA para NID_INICIO. Incluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	4	1,4789	0,295

Fonte: autor.

Tabela 27. Resultados da ANOVA para SST_INICIO. Incluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	4	3,2351	0,07396

Fonte: autor.

De acordo com o teste ANOVA, não foi encontrado efeito significativo de “SEQ” para explicar a variabilidade de “NID_INICIO” ($F=1,4789$, $p=0,295$), “P_INICIO” ($F=2,0629$, $p=0,178$) e “SST_INICIO” ($F=3,2351$, $p=0,07396$). Isso significa que considerando todos os dados, sem exclusão de bateladas, não existe uma diferença significativa por efeito de sequenciamento de “NID_INICIO”, “P_INICIO” e “SST_INICIO” entre as sequências de bateladas consecutivas.

As mesmas ANOVA foram feitas com a exclusão dos dados das Bateladas 5 e 6 para avaliar se passa a existir efeito significativo dos grupos de sequenciamento.

Os resultados da ANOVA com a exclusão das Bateladas 5 e 6 para “P_INICIO”, “NID_INICIO”, “SST_INICIO” estão expostos nas Tabelas 28, 29 e 30, respectivamente.

Tabela 28. Resultados da ANOVA para P_INICIO. Excluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	2,2902	0,1653

Fonte: autor.

Tabela 29. Resultados da ANOVA para NID_INICIO. Excluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	1,5363	0,2875

Fonte: autor.

Tabela 30. Resultados da ANOVA para SST_INICIO. Excluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	4,3453	0,051

Fonte: autor.

De acordo com o teste ANOVA, SEQ não tem efeito significativo para explicar a variabilidade de nenhuma das três variáveis analisadas ao desconsiderar os dados referentes às Bateladas 5 e 6.

A partir das análises, os dados disponíveis de “NID_INICIO”, “P_INICIO” e “SST_INICIO”, no período entre os dias D0-D7, são comparáveis, quando consideradas as sequências de repiques A, B, C, D e E, removendo-se, ou não, as Bateladas 5 e 6. Portanto, os substratos iniciais ao longo de todos os sequenciamentos serão avaliados conjuntamente em análises entre grupos quando houver necessidade.

5.7.3 EFEITO DO REPIQUE NO TRATAMENTO

Para a análise do efeito de bateladas consecutivas no tratamento foi utilizada novamente a variável categórica criada para agrupar o sequenciamento “SEQ”.

As variáveis resposta (dependentes) consideradas para a análise do efeito no tratamento foram “R_NID_TOTAL_FINAL”, “R_P_TOTAL_FINAL”, por tratarem da variação percentual total na concentração dissolvida desde o dia D0 e serem inerentes exclusivamente ao tratamento ocorrendo no interior do fotobiorreator *flat panel*. Também foram analisadas as taxas de remoção médias das bateladas “TR_P_TOTAL_FINAL” e “TR_NID_TOTAL_FINAL”.

Foram realizadas análises sem a exclusão das Bateladas 5 e 6. No caso de haver diferença significativa entre os grupos para as variáveis em questão, será realizada nova análise com a exclusão dos dados das Bat.5 e 6 para avaliação.

Quanto ao teste de Levene para homocedasticidade, nesta etapa p-valor=0,836 quando testado “R_NID_TOTAL_FINAL”, p-valor=0,370 quando testado “R_P_TOTAL_FINAL”, p-valor=0,591 quando testado “TR_NID_TOTAL_FINAL” e p-valor=0,107 quando testado “TR_P_TOTAL_FINAL”. Havendo homocedasticidade para todas as variáveis.

Estão apresentados nas Tabelas os resultados da ANOVA sem a exclusão das Bateladas 5 e 6 para “R_NID_TOTAL_FINAL” (Tab. 31), “R_P_TOTAL_FINAL” (Tab. 32), “TR_NID_TOTAL_FINAL” (Tab. 33) e “TR_P_TOTAL_FINAL” (Tab. 34).

Tabela 31. Resultados da ANOVA para R_NID_TOTAL_FINAL. Incluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	4	2,704	0,04424

Fonte: autor.

Tabela 32. Resultados da ANOVA para R_P_TOTAL_FINAL. Incluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	4	2,176	0,0897

Fonte: autor.

Tabela 33. Resultados da ANOVA para TR_NID_TOTAL_FINAL. Incluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	4	4,6898	0,03039

Fonte: autor.

Tabela 34. Resultados da ANOVA para TR_P_TOTAL_FINAL. Incluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	4	0,6462	0,645

Fonte: autor.

De acordo com o teste ANOVA, “SEQ” tem efeito significativo para explicar a variabilidade em “R_NID_TOTAL_FINAL” ($F=2,704$, $p=0,0442$) e “TR_NID_TOTAL_FINAL” ($F=4,6898$, $p=0,0304$), enquanto que não foi encontrado efeito significativo para explicar a variabilidade de “R_P_TOTAL_FINAL” ($F=2,176$, $p=0,089707077$) e “TR_P_TOTAL_FINAL” ($F=0,6462$, $p=0,645$). Isso significa que considerando todos os dados, sem exclusão de bateladas, existe uma diferença significativa de “R_NID_TOTAL_FINAL” e “TR_NID_TOTAL_FINAL” entre as sequências de bateladas consecutivas.

As mesmas ANOVA foram feitas com a exclusão dos dados das Bateladas 5 e 6 para avaliar se é conveniente desconsiderá-las.

Estão apresentados nas Tabelas os resultados da ANOVA com a exclusão das Bateladas 5 e 6 para “R_NID_TOTAL_FINAL” (Tab. 35), “R_P_TOTAL_FINAL” (Tab. 36), “TR_NID_TOTAL_FINAL” (Tab. 37) e “TR_P_TOTAL_FINAL” (Tab. 38).

Tabela 35. Resultados da ANOVA para R_NID_TOTAL_FINAL. Excluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,3415	0,7954

Fonte: autor.

Tabela 36. Resultados da ANOVA para R_P_TOTAL_FINAL. Excluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	1,222	0,3159

Fonte: autor.

Tabela 37. Resultados da ANOVA para TR_NID_TOTAL_FINAL. Excluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	4	2,6454	0,1305

Fonte: autor.

Tabela 38. Resultados da ANOVA para TR_P_TOTAL_FINAL. Excluindo Bat. 5 e 6.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	4	0,49	0,7002

Fonte: autor.

De acordo com o teste ANOVA, “**SEQ**” não tem efeito significativo para explicar a variabilidade de nenhuma das quatro variáveis analisadas ao desconsiderar os dados referentes às Bateladas 5 e 6.

Portanto os dados disponíveis de “**R_NID_TOTAL_FINAL**”, “**R_P_TOTAL_FINAL**”, “**TR_NID_TOTAL_FINAL**” e “**TR_P_TOTAL_FINAL**” no período entre os dias D0-D7, são comparáveis, quando consideradas as sequências de repiques A, B, C, D e E, removendo-se as Bateladas 5 e 6.

5.7.4 EFEITO DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS, DAS CONDIÇÕES INICIAIS E CONCEPÇÃO DE MODELOS

A significância de efeito das variáveis ambientais no tratamento foi verificada utilizando o *software RStudio* para elaborar modelos lineares considerando tanto a variável categórica de agrupamento “SEQ”, quanto às condições iniciais do tratamento. Em se tratando de variáveis ambientais, foram escolhidas variáveis representativas da luminosidade e da temperatura. Nesta seção, optou-se por “FOTONS_ACUM” e “T_MED”.

Os dados referentes a “FOTONS_ACUM” foram calculados somando-se diariamente o valor médio de fótons incidindo no painel. O cálculo foi feito utilizando a Equação 17.

$$FOTONS_ACUM = \sum(PFD_{in} \cdot \Delta t \cdot A_{incidencia}) \quad (17)$$

Em que:

PFD_{in} = Fluxo luminoso (molfótons.m⁻².s⁻¹);

Δt = duração da incidência (s);

$A_{incidencia}$ = 0,5m²

Portanto, a variável leva em consideração dados de intensidade luminosa média, tempo de incidência de luz e área lateral do fotobiorreator (área de captação dos fótons), além de considerar os “FOTONS” cumulativamente ao longo dos dias de batelada. Foi então escolhida a variável “FOTONS_ACUM” por ser a medida que compila em um único dado diversas informações referentes a incidência de luz no *flat panel*.

Já “T_MED”, devido a forma como está estruturado o banco de dados, tratará da temperatura média observada em cada batelada.

A finalidade foi encontrar as variáveis com efeito significativo nas taxas de tratamento. As hipóteses a serem verificadas e as variáveis escolhidas estão apresentadas a seguir e serviram de base para elaboração de modelos:

1- Variável dependente: “TR_P_TOTAL_FINAL”

Variáveis independentes: “SEQ”, “SST_INICIO”, “P_INICIO”, “NID_INICIO”, “FOTONS_ACUM”, “T_MED”:

- a) “SEQ”, com o efeito de “FOTONS_ACUM”, tem influência em “TR_P_TOTAL_FINAL”.
- b) “SEQ”, com o efeito de “T_MED”, tem influência em “TR_P_TOTAL_FINAL”.
- c) “SEQ”, com os efeitos de “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TR_P_TOTAL_FINAL”.
- d) “SEQ”, com o efeito de “SST_INICIO”, tem influência em “TR_P_TOTAL_FINAL”.
- e) “SEQ”, com o efeito de “NID_INICIO”, tem influência em “TR_P_TOTAL_FINAL”.
- f) “SEQ”, com o efeito de “P_INICIO”, tem influência em “TR_P_TOTAL_FINAL”.
- g) “SEQ”, com os efeitos de “P_INICIO”, “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TR_P_TOTAL_FINAL”.
- h) “SEQ”, com os efeitos de “SST_INICIO”, “P_INICIO”, “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TR_P_TOTAL_FINAL”.
- i) “SEQ”, com os efeitos de “SST_INICIO”, “P_INICIO”, “NID_INICIO”, “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TR_P_TOTAL_FINAL”.

2- Variável dependente: “TR_NID_TOTAL_FINAL”

Variáveis independentes: “SEQ”, “SST_INICIO”, “P_INICIO”, “NID_INICIO”, “FOTONS_ACUM”, “T_MED”:

- a) “SEQ”, com o efeito de “FOTONS_ACUM”, tem influência em “TR_NID_TOTAL_FINAL”.
- b) “SEQ”, com o efeito de “T_MED”, tem influência em “TR_NID_TOTAL_FINAL”.

- c) “SEQ”, com os efeitos s de “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TR_NID_TOTAL_FINAL”.
- d) “SEQ”, com o efeito de “SST_INICIO”, tem influência em “TR_NID_TOTAL_FINAL”.
- e) “SEQ”, com o efeito de “NID_INICIO”, tem influência em “TR_NID_TOTAL_FINAL”.
- f) “SEQ”, com o efeito de “P_INICIO”, tem influência em “TR_NID_TOTAL_FINAL”.
- g) “SEQ”, com os efeitos s de “NID_INICIO”, “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TR_NID_TOTAL_FINAL”.
- h) “SEQ”, com os efeitos s de “SST_INICIO”, “NID_INICIO”, “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TR_NID_TOTAL_FINAL”.
- i) “SEQ”, com os efeitos de “SST_INICIO”, “NID_INICIO”, “P_INICIO”. “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TR_NID_TOTAL_FINAL”.

3- Variável dependente: “TP_SST_TOTAL_FINAL”

Variáveis independentes: “SEQ”, “SST_INICIO”, “P_INICIO”, “NID_INICIO”, “FOTONS_ACUM”, “T_MED”:

- a) “SEQ”, com o efeito de “FOTONS_ACUM”, tem influência em “TP_SST_TOTAL_FINAL”.
- b) “SEQ”, com o efeito de “T_MED”, tem influência em “TP_SST_TOTAL_FINAL”.
- c) “SEQ”, com os efeitos de “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TP_SST_TOTAL_FINAL”.
- d) “SEQ”, com o efeito de “SST_INICIO”, tem influência em “TP_SST_TOTAL_FINAL”.
- e) “SEQ”, com o efeito de “NID_INICIO”, tem influência em “TP_SST_TOTAL_FINAL”.
- f) “SEQ”, com o efeito de “P_INICIO”, tem influência em “TP_SST_TOTAL_FINAL”.

- g) “SEQ”, com os efeitos de “SST_INICIO”, “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TP_SST_TOTAL_FINAL”.
- h) “SEQ”, com os efeitos de “SST_INICIO”, “NID_INICIO”, “P_INICIO”, “FOTONS_ACUM” e “T_MED”, tem influência em “TP_SST_TOTAL_FINAL”.

Os dados utilizados consideram o período D0-D7, excluindo as Bateladas 5 e 6. Foram investigadas as significâncias de efeitos das variáveis independentes, em todas as hipóteses elaboradas utilizando-se de análises ANOVA.

5.7.4.1. EFEITOS DAS VARIÁVEIS EM “TR_P_TOTAL_FINAL”

Os resultados da ANOVA para os modelos referentes a “TR_P_TOTAL_FINAL” estão expostos nas tabelas 39-47.

Tabela 39. Resultados da ANOVA para o modelo “1a”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,4718	0,7130
FOTONS_ACUM	1	0,7408	0,4225

Fonte: autor.

Tabela 40. Resultados da ANOVA para o modelo “1b”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,4971	0,6976
T_MED	1	1,1022	0,3342

Fonte: autor.

Tabela 41. Resultados da ANOVA para o modelo “1c”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,6264	0,6284
FOTONS_ACUM	1	0,9835	0,3669
T_MED	1	2,9658	0,1457

Fonte: autor.

Tabela 42. Resultados da ANOVA para o modelo “1d”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,4205	0,7452
SST_INICIO	1	0,0075	0,9340

Fonte: autor.**Tabela 43.** Resultados da ANOVA para o modelo “1e”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,5209	0,6834
NID_INICIO	1	1,4423	0,2750

Fonte: autor.**Tabela 44.** Resultados da ANOVA para o modelo “1f”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	2,0289	0,211421
P_INICIO	1	22,9860	0,003018

Fonte: autor.**Tabela 45.** Resultados da ANOVA para o modelo “1g”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	1,8156	0,28413
P_INICIO	1	20,5694	0,01053
FOTONS_ACUM	1	0,1179	0,74866
T_MED	1	1,2514	0,32593

Fonte: autor.**Tabela 46.** Resultados da ANOVA para o modelo “1h”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	1,4396	0,38590
SST_INICIO	1	0,0113	0,92202
P_INICIO	1	16,3102	0,02731
FOTONS_ACUM	1	0,1071	0,76495
T_MED	1	1,1390	0,36412

Fonte: autor.**Tabela 47.** Resultados da ANOVA para o modelo “1i”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	1,0258	0,52814
SST_INICIO	1	0,0011	0,97611
P_INICIO	1	11,6220	0,07632
NID_INICIO	1	0,0726	0,81284
FOTONS_ACUM	1	0,0891	0,79349
T_MED	1	0,8708	0,44924

Fonte: autor.

Considerando os 09 modelos testados, a única variável analisada que teve efeito significativo em **TR_P_TOTAL_FINAL**, de acordo com o teste ANOVA, foi **P_INICIO** nos modelos (1f, 1g, 1h). Isso é um indicativo de que, dentre todos os modelos, os que melhor explicam **TR_P_TOTAL_FINAL** incluem a variável **P_INICIO**.

Não foi encontrado efeito significativo das variáveis ambientais em nenhum dos modelos em que foram consideradas, o aprofundamento foi feito junto à análise dos modelos e está exposto na seção 5.9.

5.7.4.2. EFEITOS DAS VARIÁVEIS EM “TR_NID_TOTAL_FINAL”

Os resultados da ANOVA para os modelos referentes a “**TR_NID_TOTAL_FINAL**” estão expostos nas Tabelas 48 a 56.

Tabela 48. Resultados da ANOVA para o modelo “2a”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	2,3806	0,1685
FOTONS_ACUM	1	0,2992	0,6041

Fonte: autor.

Tabela 49. Resultados da ANOVA para o modelo “2b”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	2,3784	0,1687
T_MED	1	0,1935	0,6075

Fonte: autor.

Tabela 50. Resultados da ANOVA para o modelo “2c”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	2,0256	0,2290
FOTONS_ACUM	1	0,2546	0,6353
T_MED	1	0,1054	0,7586

Fonte: autor.

Tabela 51. Resultados da ANOVA para o modelo “2d”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	2,3890	0,1676
SST_INICIO	1	0,3215	0,5913

Fonte: autor.

Tabela 52. Resultados da ANOVA para o modelo “2e”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	23,216	0,0010585
NID_INICIO	1	55,431	0,0003025

Fonte: autor.**Tabela 53.** Resultados da ANOVA para o modelo “2f”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	2,4975	0,1567
P_INICIO	1	0,6084	0,4650

Fonte: autor.**Tabela 54.** Resultados da ANOVA para o modelo “2g”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	126,759	0,000203
NID_INICIO	1	302,653	0,000064
FOTONS_ACUM	1	12,246	0,024910
T_MED	1	16,514	0,015301

Fonte: autor.**Tabela 55.** Resultados da ANOVA para o modelo “2h”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	129,3731	0,001138
SST_INICIO	1	1,7759	0,274829
NID_INICIO	1	308,8951	0,000402
FOTONS_ACUM	1	14,7506	0,031136
T_MED	1	13,9093	0,033586

Fonte: autor.**Tabela 56.** Resultados da ANOVA para o modelo “2i”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	482,7275	0,0020680
NID_INICIO	1	1152,5746	0,0008665
P_INICIO	1	14,9752	0,0607552
SST_INICIO	1	4,0587	0,1815280
FOTONS_ACUM	1	78,8224	0,0124503
T_MED	1	24,9019	0,0378900

Fonte: autor.

Com a inclusão de “NID_INICIO” (modelos “2g”, “2h” e “2i”), observa-se que a variáveis ambientais, que tinham baixa ou nenhuma explicabilidade em relação a

“TR_NID_TOTAL_FINAL” (modelos “2a”, “2b” e “2c”), se tornam significativas, o que indica possível interação entre “NID_INICIO” com “FOTONS_ACUM” e “T_MED”.

Considerando os 09 modelos testados, as principais variáveis analisadas que tiveram efeito significativo em “TR_NID_TOTAL_FINAL”, de acordo com o teste ANOVA, foram “NID_INICIO” e “SEQ” nos modelos em que estiveram presentes conjuntamente (2e, 2g, 2h e 2i). Isso é um indicativo de que, dentre todos os modelos, os que melhor explicam TR_NID_TOTAL_FINAL incluem a variável NID_INICIO.

Porém, diferentemente do que ocorreu para “TR_P_TOTAL_FINAL”, nos modelos considerando também o efeito das variáveis ambientais, observou-se efeito significativo das mesmas (2g, 2h e 2i). Não foi observado efeito significativo das variáveis ambientais nos modelos sem o efeito de “NID_INICIO”. O aprofundamento foi feito junto à análise dos modelos e está exposto na seção 5.9.

5.7.4.3. EFEITOS DAS VARIÁVEIS EM “TP_SST_TOTAL_FINAL”

Os resultados da ANOVA para os modelos relacionados a “TP_SST_TOTAL_FINAL” estão expostos nas Tabelas 57 a 64.

Tabela 57. Resultados da ANOVA para o modelo “3a”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,2531	0,8566
FOTONS_ACUM	1	0,8978	0,3800

Fonte: autor.

Tabela 58. Resultados da ANOVA para o modelo “3b”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,239	0,8662
T_MED	1	0,514	0,5004

Fonte: autor.

Tabela 59. Resultados da ANOVA para o modelo “3c”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,2807	0,8377
FOTONS_ACUM	1	0,9958	0,3641
T_MED	1	1,6547	0,2547

Fonte: autor.

Tabela 60. Resultados da ANOVA para o modelo “3d”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,2352	0,8688
SST_INICIO	1	0,4101	0,5456

Fonte: autor.**Tabela 61.** Resultados da ANOVA para o modelo “3e”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,2845	0,8352
NID_INICIO	1	1,7538	0,2336

Fonte: autor.**Tabela 62.** Resultados da ANOVA para o modelo “3f”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,2202	0,8791
P_INICIO	1	0,0009	0,9775

Fonte: autor.**Tabela 63.** Resultados da ANOVA para o modelo “3g”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,2274	0,8731
SST_INICIO	1	0,3966	0,5630
FOTONS_ACUM	1	0,6412	0,4681
T_MED	1	1,1614	0,3418

Fonte: autor.**Tabela 64.** Resultados da ANOVA para o modelo “3h”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	2,1959	0,32813
SST_INICIO	1	3,8291	0,18951
P_INICIO	1	16,4148	0,05586
NID_INICIO	1	4,9906	0,15507
FOTONS_ACUM	1	9,3869	0,09206
T_MED	1	23,2317	0,04045

Fonte: autor.

Considerando os 08 modelos testados, a única variável analisada que teve efeito significativo em **TP_SST_TOTAL_FINAL**, de acordo com o teste ANOVA, foi **T_MED**, no modelo “3h”. Foram elaborados mais três modelos à partir de “3h”, são eles “3i”, “3j” e “3k”. As alterações foram feitas no intuito de verificar os termos **NID_INICIO** e

P_INICIO separadamente e também a ausência do efeito de **SST_INICIO** em “3h”. Os resultados para as ANOVA estão demonstrados nas Tabelas 65 a 67.

Tabela 65. Resultados da ANOVA para o modelo “3i”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,2180	0,8786
SST_INICIO	1	0,3802	0,5811
P_INICIO	1	0,0049	0,9486
FOTONS_ACUM	1	0,7085	0,4617
T_MED	1	1,8491	0,2671

Fonte: autor.

Tabela 66. Resultados da ANOVA para o modelo “3j”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	0,2505	0,8573
SST_INICIO	1	0,4369	0,5559
NID_INICIO	1	1,8727	0,2646
FOTONS_ACUM	1	0,5805	0,5015
T_MED	1	0,9385	0,4041

Fonte: autor.

Tabela 67. Resultados da ANOVA para o modelo “3k”.

VARIÁVEL	GRAUS DE LIBERDADE	F-VALOR	P-VALOR
SEQ	3	1,7952	0,32136
NID_INICIO	1	11,0678	0,04482
P_INICIO	1	2,7042	0,19863
FOTONS_ACUM	1	9,7027	0,05268
T_MED	1	11,4569	0,01782

Fonte: autor.

Com a inclusão de “**T_MED**” (modelo “3k”), observa-se que a variável “**NID_INICIO**”, que tinha baixa ou nenhuma explicabilidade em relação a “**TP_SST_TOTAL_FINAL**” (modelo “3e”), se torna significativa, o que indica possível interação entre “**T_MED**” e “**NID_INICIO**”.

Considerando os 3 novos modelos testados, de acordo com o teste ANOVA, as únicas variáveis analisadas que tiveram efeito significativo em “**TP_SST_TOTAL_FINAL**”, foram: “**T_MED**” e “**NID_INICIO**” no modelo “3k”.

Isso é um indicativo de que, dentre todos os modelos analisados, um bom ponto de partida para decidir qual modelo melhor explica **TP_SST_TOTAL_FINAL** são os modelos “3h” e “3k”. O aprofundamento foi feito junto à análise dos modelos e está exposto na seção 5.9.

5.8. CORRELAÇÕES LINEARES

Com a totalidade de variáveis identificadas e determinada a possibilidade de analisar conjuntamente as estações e sequências de bateladas, foram feitas matrizes de correlação (correlogramas) utilizando o coeficiente de Pearson. Os correlogramas podem auxiliar no teste e visualização de um grande número de variáveis do banco de dados simultaneamente. O motivo desta etapa foi identificar variáveis com fortes correlações lineares, para evidenciar possíveis modelos para regressões lineares simples.

Além disso os coeficientes de correlação podem auxiliar na compreensão de suposições acerca do banco de dados. Uma suposição a ser investigada utilizando-se de Pearson é a de que diferentes períodos do tratamento podem afetar os coeficientes. Isso pode ocorrer pois, dependendo da fase do tratamento, diferentes valores de coeficiente podem resultar para mesmas variáveis.

Ao considerar o crescimento da biomassa, por exemplo, visto que não há renovação do substrato em uma mesma batelada, primeiramente ocorre uma fase exponencial de crescimento, seguida de fase de estabilização por conta da diminuição da oferta de nutrientes com posterior saturação da população, queda e morte celular. Portanto pode haver uma correlação positiva na fase inicial que se torne negativa na fase final.

Assim como acontece no crescimento da biomassa exemplificado, outras relações bioquímicas não investigadas neste trabalho também ocorrem em diferentes fases e, apesar de não mensuradas, influenciam no tratamento de esgoto. Isto é um indicativo de que correlações entre diversas variáveis podem ser diferentes a depender do período analisado.

Por exemplo, uma correlação forte entre duas variáveis pode ser obtida quando analisado o período de D0 a D3 (D0-D3), enquanto que prazos mais longos e variações no comportamento podem resultar em uma correlação fraca para as mesmas variáveis caso analisado D0 a D7 (D0-D7). Desta forma, os dados foram tratados de forma a se analisar quatro hipóteses, são elas:

1. Período D0-D7, considerando todas as bateladas;
2. Período D0-D7, com a exclusão dos dados relativos às Bat. 5 e 6 (nitrificação);
3. Período D0-D3, considerando todas as bateladas;
4. Período D0-D3, com a exclusão dos dados relativos às Bat. 5 e 6 (nitrificação).

Todas as correlações entre as 64 variáveis estão apresentados detalhadamente em correlogramas no **Apêndice C**.

5.8.1 CORRELAÇÕES SIGNIFICATIVAS

Após a construção dos correlogramas, foram identificadas as correlações consideradas fortes. Para tanto, foi considerada correlação forte os valores entre 0,75 e 1, bem como entre -0,75 e -1. Foram descartadas correlações óbvias ou aquelas em que não fosse promissor realizar seu aprofundamento. São exemplos de correlações desconsideradas:

- Correlações entre dados de concentração de diferentes compostos nitrogenados:

Por exemplo: “**NH4_N x NO2_N**”, “**NH4 x NID**”, etc;

- Correlações entre dados de temperaturas (média, máxima e mínima):

Por exemplo: “**T_MED x T_MAX**”, “**T_MAX x T_MIN**”, etc;

- Correlações entre dados de iluminação:

Por exemplo: “**LUZ_MED x FOTONS**”, “**LUZ_MAX x MIN_LUZ**”, etc;

- Correlações entre dados de densidade óptica:

Por exemplo: “**DO540 x DO682**”, “**DO750 x DO682**”, etc;

- Correlações entre dados de remoção de nutriente x concentração absoluta do nutriente:

Por exemplo: “**P x R_P_TOTAL**”, “**NID x R_NID_TOTAL**”, etc;

- Correlações entre taxas de tratamento x dados de remoção:

Por exemplo: “**ΔP_DIA x R_P_DIA**”, “**ΔP_DIA x RLR_P_DIA**”, etc;

- Correlações entre taxas de produção x dados de produção:

Por exemplo: “**ΔP_DIA x R_P_DIA**”, “**ΔP_DIA x RLR_P_DIA**”, etc.

Das correlações fortes identificadas entre os dados considerando D0-D7 sem exclusão de bateladas (Apêndice C, Tab. C.1a, C.2a, ..., C.9a), algumas correlações interessantes encontradas foram:

- “**FOTONS_ACUM x R_NID_TOTAL**”, com coeficiente de Pearson 0,81;
- “**FOTONS_ACUM x NID**”, com coeficiente de Pearson -0,78;
- “**PH x R_P_TOTAL**”, com coeficiente de Pearson 0,76;
- “**PH x P**”, com coeficiente de Pearson -0,82;
- “**NID_INICIO x TR_NID_TOTAL_FINAL**”, com coeficiente de Pearson 0,79;
- “**P_INICIO x TR_P_TOTAL_FINAL**”, com coeficiente de Pearson 0,68;
- “**DO540 x SST**”, com coeficiente de Pearson 0,77;
- “**DO682 x SST**”, com coeficiente de Pearson 0,76;
- “**DO750 x SST**”, com coeficiente de Pearson 0,79.

Para o mesmo período dos tratamentos (D0-D7), porém excluindo-se os dados referentes às Bateladas 5 e 6 (Apêndice C, Tab. C.1b, C.2b, ..., C.9b), os novos coeficientes de correlação encontrados foram:

- **“FOTONS_ACUM x R_NID_TOTAL”**, com coeficiente de Pearson 0,88;
- **“FOTONS_ACUM x NID”**, com coeficiente de Pearson -0,81;
- **“PH x R_P_TOTAL”**, com coeficiente de Pearson 0,81;
- **“PH X P”**, com coeficiente de Pearson -0,82;
- **“NID_INICIO X TR_NID_TOTAL_FINAL”**, com coeficiente de Pearson 0,94;
- **“P_INICIO X TR_P_TOTAL_FINAL”**, com coeficiente de Pearson 0,86;
- **“DO540 x SST”**, com coeficiente de Pearson 0,78;
- **“DO682 x SST”**, com coeficiente de Pearson 0,80;
- **“DO750 x SST”**, com coeficiente de Pearson 0,80.

Todas as correlações citadas tornaram-se mais fortes ao desconsiderar os dados das bateladas com comportamento atípico (5 e 6). Isto, somado ao que foi descoberto durante as análises ANOVA de significância do efeito do repique (seção 5.7.2), reforçou a decisão de retirada dos dados das Bat. 5 e 6.

Já para o período inicial do tratamento (D0-D3), também excluindo-se os dados referentes às Bateladas 5 e 6 (Apêndice C, Tab. C.1d, C.2d, ..., C.9d), os coeficientes de correlação encontrados foram:

- **“FOTONS_ACUM x R_NID_TOTAL”**, com coeficiente de Pearson 0,79;
- **“FOTONS_ACUM x NID”**, com coeficiente de Pearson -0,66;
- **“PH x R_P_TOTAL”**, com coeficiente de Pearson 0,83;
- **“PH X P”**, com coeficiente de Pearson -0,77;
- **“NID_INICIO X TR_NID_TOTAL_FINAL”**, com coeficiente de Pearson 0,77;
- **“P_INICIO X TR_P_TOTAL_FINAL”**, com coeficiente de Pearson 0,76;
- **“DO540 x SST”**, com coeficiente de Pearson 0,76;
- **“DO682 x SST”**, com coeficiente de Pearson 0,78;
- **“DO750 x SST”**, com coeficiente de Pearson 0,77.

Ao considerar os dados disponíveis para o período inicial de tratamento (D0-D3) e desconsiderando os dados das Bateladas 5 e 6, a única relação citada que se tornou mais forte, quando comparada ao período D0-D7, foi aquela entre **“PH x R_P_TOTAL”**.

Portanto, há diferença na correlação entre as variáveis de tratamento a depender do período analisado, entretanto, apesar de coeficientes com valores mais baixos para quase todos os pares, em apenas um dos casos, “**FOTONS_ACUM x NID**”, a correlação deixou de ser forte comparando o período D0-D7 e D0-D3 (variou de -0,81 para -0,66).

As melhores correlações foram selecionadas e foram feitos seus modelos lineares por regressão simples. Os resultados estão expostos na seção **5.9.1**.

5.9 MODELAGEM

Diversas hipóteses foram concebidas durante a investigação de correlações e análises estatísticas. O aprofundamento será feito através da análise dos modelos considerados. Nesta seção estão apresentados os modelos desenvolvidos a partir de regressão linear simples e múltipla que melhor explicaram a remoção de nutrientes e geração de biomassa.

5.9.1 REGRESSÃO SIMPLES

Os próximos testes e regressões lineares levam em consideração os dados referentes ao período D0-D7 com exclusão das Bat. 5 e 6, o conjunto de dados conferiu maiores coeficientes de correlação para os pares citados em **5.10.1**.

O primeiro passo para as regressões simples foi decidir quais pares serão modelados.

Tendo em vista que ambas correlações “**FOTONS_ACUM x R_NID_TOTAL**” e “**FOTONS_ACUM x NID**” essencialmente relacionam a iluminação à remoção de ‘**NID**’ ao longo do tempo, optou-se por analisar e modelar aquela com maior coeficiente de correlação, ou seja, “**FOTONS_ACUM x R_NID_TOTAL**” (0,88). O mesmo ocorreu para “**PH x R_P_TOTAL**” e “**PH X P**”, onde optou-se pela análise e modelagem apenas de “**PH X P**” (-0,82).

Houveram indícios durante a análise de variáveis (seções 5.7.4.1 e 5.7.4.2) de que as taxas de remoção são bem explicadas por modelos que consideram a concentração inicial do nutriente. Neste mesmo sentido, foram identificadas correlações fortes para os pares “**NID_INICIO X TR_NID_TOTAL_FINAL**” (0,94) e “**P_INICIO X TR_P_TOTAL_FINAL**” (0,86).

Em seguida foram elaborados gráficos de dispersão para os pares escolhidos e então foram ajustados os modelos lineares que melhor aproximaram os dados observados. Também foram apresentados os gráficos de dispersão com os ajustes de linha obtidos e as equações resultantes dos modelos.

5.9.1.1 MODELO – LUMINOSIDADE X REMOÇÃO PERCENTUAL DE NID

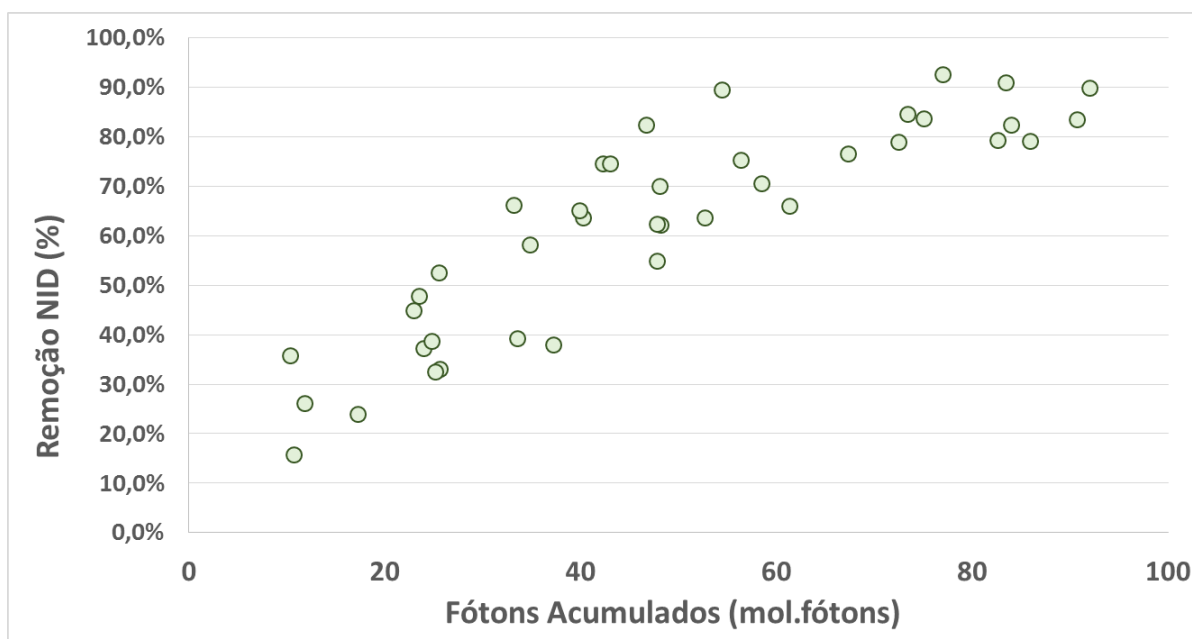
Os dados referentes a “**FOTONS_ACUM**” são os valores que compilam em um único dado diversas informações referentes à incidência de luz no *flat panel*. Foram calculados a partir dos dados de intensidade luminosa média, tempo de incidência de luz, área lateral do fotobiorreator e leva em consideração o efeito cumulativo dia a dia (Eq. 19).

Os dados referentes a “**R_NID_TOTAL**” são os valores que representam a remoção percentual de **NID** no dia avaliado, em relação ao início da batelada. A variável também poderia ser interpretada como a eficácia do tratamento até o dia em questão.

Os dados de todas as bateladas, com exceção das Bat. 5 e 6, foram considerados para a regressão.

Apresenta-se o gráfico de dispersão dos dados observados para fótons acumulados em relação a remoção percentual de NID (Figura 17).

Figura 17. Plotagem da dispersão dos pontos para *FOTONS_ACUM* x *R_NID_TOTAL*. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.



Fonte: autor.

Uma relação logarítmica foi observada para os dados relativos a **FOTONS_ACUM** em relação a **R_NID_TOTAL**.

Foi testada a hipótese de que o modelo logarítmico tem desempenho de predição igual a de um modelo nulo. A hipótese foi rejeitada ($F=163,5$; $p\text{-valor}=2,43E-15$). Estão expostos na Tabela 68 estimativa, t-valor e p-valor para os termos do modelo de regressão ajustado.

Tabela 68. Resultados do modelo ajustado para *FOTONS_ACUM* x *R_NID_TOTAL*.

PARÂMETRO	ESTIMATIVA	T-VALOR	P-VALOR
INTERCEPTO	-0,58012	-6,096	4,20E-07
LN(FOTONS_ACUM)	0,32238	12,788	2,43E-15

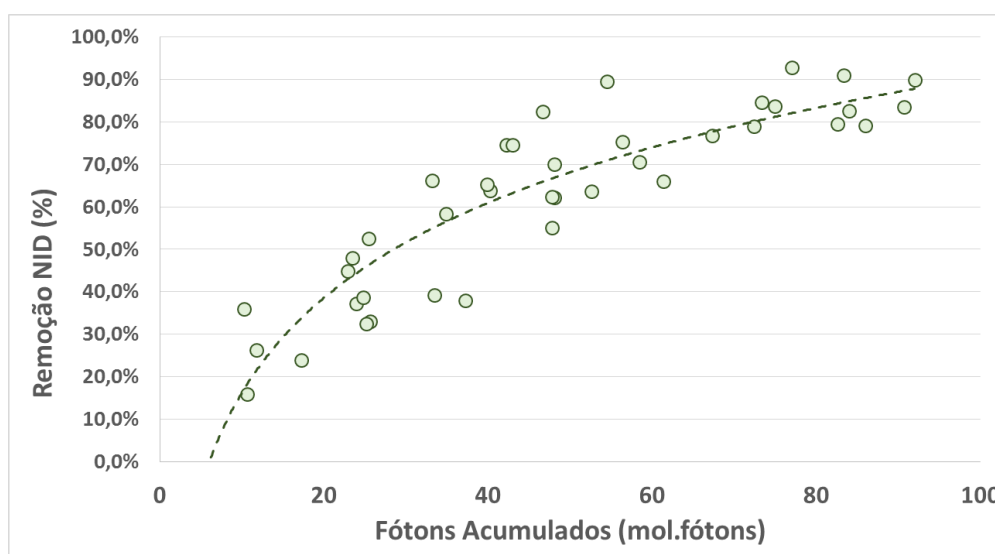
Fonte: autor.

O modelo de regressão em questão pode ser descrito pela equação logarítmica (Eq. 20), em que R^2 é o coeficiente de determinação do modelo:

$$\text{Remoção NID (\%)} = 0,3224 \cdot \ln(\text{FÓTONS.ACUM}) - 0,5801; R^2 = 0,8114 \quad (18)$$

Apresenta-se o ajuste de linha para o modelo obtido junto ao gráfico de dispersão dos dados observados **FOTONS_ACUM** x **R_NID_TOTAL** (Figura 18).

Figura 18. Plotagem com ajuste de linha para *FOTONS_ACUM* x *R_NID_TOTAL*. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.



Fonte: autor.

A variabilidade da remoção percentual acumulada de NID foi explicada em aproximadamente 81%, através de uma relação log-linear dos fótons acumulados. Apesar da forte correlação entre os dados, não é possível afirmar relação de causalidade apenas através do que foi exposto.

Em uma última etapa, a equação foi empregada com a finalidade de estimar os valores de remoção percentual de NID para os dias em que não houve amostragem e também para comparação entre os dados experimentais e os estimados nos dias em que houve amostragem. Isto foi possível por existirem os dados de intensidade luminosa diários necessários para o cálculo de fótons acumulados, apesar da ausência de observação do substrato em alguns dos dias. Os resultados estão expostos na Tabela 69.

Tabela 69. Estimativa de remoção percentual de NID x observações reais.

	BAT.1		BAT.2		BAT.3		BAT.4		BAT.7		BAT.8	
	Real	Est.	Real	Est.	Real	Est.	Real	Est.	Real	Est.	Real	Est.
D1	16%	18%		19%		8%		11%		23%		30%
D2	37%	44%		41%		27%		35%		39%		51%
D3	58%	56%		47%	48%	44%	33%	47%	39%	45%	64%	61%
D4	62%	67%		59%		53%		55%		56%	70%	67%
D5	66%	75%		68%		60%		57%		68%		76%
D6	79%	80%		75%		66%		60%		77%		82%
D7	79%	86%	84%	81%	75%	72%	55%	67%	79%	84%	91%	85%

	BAT.9		BAT.10		BAT.11		BAT.12		BAT.13	
	Real	Est.	Real	Est.	Real	Est.	Real	Est.	Real	Est.
D1		15%	36%	17%		0%		22%	26%	22%
D2		44%	53%	46%		19%		42%	45%	43%
D3	38%	59%	75%	63%	24%	34%	39%	55%	66%	55%
D4	64%	70%	71%	73%	33%	46%	62%	67%	65%	61%
D5		78%	85%	80%		59%		72%	75%	63%
D6		83%	83%	85%		70%		77%	82%	66%
D7	90%	88%	83%	87%	77%	78%	93%	82%	89%	71%

***Est.:** Estimativa de remoção de NID à partir da regressão linear para fótons acumulados.

****Fonte:** autor.

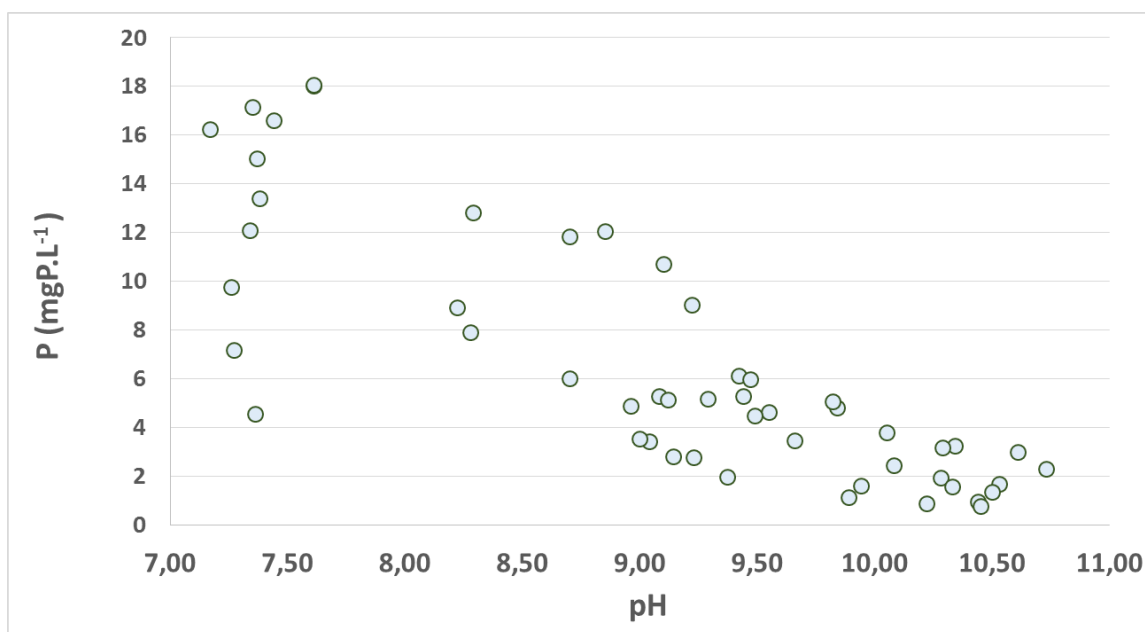
5.9.1.2 MODELO - PH X FÓSFORO

Os dados referentes a “**PH**” são os valores que representam o pH aferido laboratorialmente das amostras de substrato retiradas do fotobiorreator nos dias de amostragem.

Os dados referentes a “**P**” são os valores que representam a concentração de fósforo total aferido laboratorialmente das amostras de substrato retiradas do fotobiorreator nos dias de amostragem.

Os dados de todas as bateladas, com exceção das Bat. 5 e 6, foram consideradas para a regressão. O gráfico de dispersão para o dados referentes ao par “**PH x P**” de dados está apresentado na Figura 19.

Figura 19. Plotagem da dispersão dos pontos para $pH \times P$. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.



Fonte: autor.

Foram testados diversos modelos com o auxílio do software *RStudio*. O modelo representado por uma relação polinomial de terceiro grau entre **pH** e **P** apresentou o maior coeficiente de determinação.

Foi testada a hipótese de que o modelo polinomial tem desempenho de predição igual a de um modelo nulo. A hipótese foi rejeitada ($F=37,26$; $p\text{-valor}=1,772E-12$). Estão expostos na Tabela 70 estimativa, t-valor e p-valor para os termos do modelo de regressão ajustado.

Tabela 70. Resultados do modelo ajustado para $PH \times P$.

PARÂMETRO	ESTIMATIVA	T-VALOR	P-VALOR
INTERCEPTO	-651,3124	-1,749	0,0869
PH^3	1,0115	1,908	0,0625
PH^2	-26,9993	-1,893	0,0645
PH	234,2019	1,846	0,0711

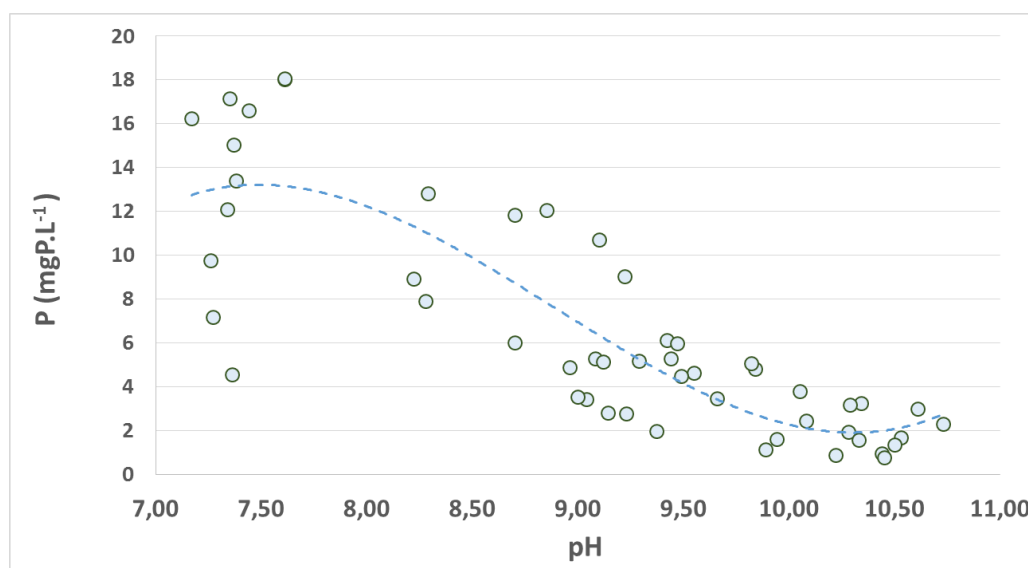
Fonte: autor.

O modelo de regressão em questão pode ser descrito pela equação polinomial (Eq. 21), em que R^2 é o coeficiente de determinação do modelo:

$$P \text{ (mg/L)} = 1,0115 \cdot pH^3 - 27 \cdot pH^2 + 234,2 \cdot pH - 651,31; R^2 = 0,704 \quad (19)$$

Apresenta-se o ajuste de linha para o modelo obtido junto ao gráfico de dispersão dos dados observados $PH \times P$ (Figura 20).

Figura 20. Plotagem com ajuste de linha para $pH \times P$. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.



Fonte: autor.

A variabilidade da concentração de P_{total} foi explicada em aproximadamente 70%, através de uma relação linear polinomial de pH. Apesar da forte correlação entre os dados, não é possível afirmar relação de causalidade apenas através do que foi exposto.

A partir do gráfico é possível observar que, para os dados coletados neste experimento, independentemente do ponto de partida da concentração de fósforo total dissolvido, as concentrações dissolvidas no substrato se aproximaram para determinados valores de pH ao longo dos 7 dias de batelada.

5.9.1.3 MODELO – NID INICIAL x TAXA DE REMOÇÃO DE NID

Os dados referentes a “**NID_INICIAL**” são os valores que representam a concentração inicial de nitrogênio inorgânico dissolvido no substrato no interior do fotobiorreator no dia 0, aferido após a mistura do esgoto sanitário anaerobiamente tratado com o inóculo vindo do repique da batelada anterior.

Os dados referentes a “**TR_NID_TOTAL_FINAL**” são os valores que representam a taxa de remoção de nitrogênio inorgânico dissolvido no substrato ao final da batelada. Divide a variação da concentração final e inicial pelos sete dias de batelada igualmente, uniformizando o tratamento em uma média diária de remoção. É preciso cautela ao comparar esta taxa com trabalhos em que o tempo de tratamento é menor, pois a fase exponencial de crescimento, que ocorre no início do tratamento, é o período em que a remoção ocorre de forma mais acelerada.

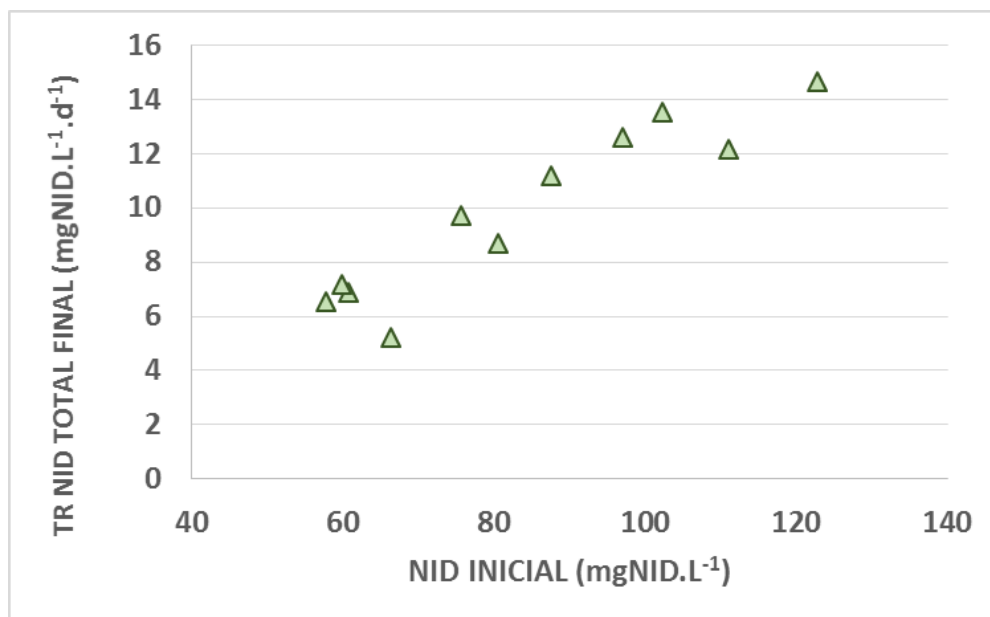
Para reforçar a utilização dos dados observados em uma mesma modelagem, verificaram-se se sequências de repique diferentes não produzem efeitos diferentes, por fatores de sequência, nas observações de “**TR_NID_TOTAL_FINAL**”.

Foram feitos testes Tukey pareados, de **TR_NID_TOTAL_FINAL** por **SEQ** entre todas as bateladas (6 pares) com o auxílio do *software Rstudio* e não foi encontrada diferença significativa entre nenhum dos pares. Os dados de todas as sequências foram considerados para a regressão.

O gráfico de dispersão para o dados referentes ao par “**NID_INICIAL x TR_NID_TOTAL_FINAL**” de dados está apresentado na Figura 21.

Figura 21. Plotagem da dispersão dos pontos de *NID_INICIAL* x *TR_NID_TOTAL_FINAL*.

Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.



Fonte: autor.

Foram testados diversos modelos com o auxílio do software *RStudio*. O modelo que apresentou o maior coeficiente de determinação para os dados relativos a *NID_INICIAL* em relação a *TR_NID_TOTAL_FINAL* foi uma relação polinomial de terceiro grau.

Foi testada a hipótese de que o modelo polinomial tem desempenho de predição igual a de um modelo nulo. A hipótese foi rejeitada ($F=20,47$; $p\text{-valor}=0,000766$). Estão expostos na Tabela 71 estimativa, t-valor e p-valor para os termos do modelo de regressão ajustado.

Tabela 71. Resultados do modelo ajustado para *NID_INICIAL* x *TR_NID_TOTAL_FINAL*.

PARÂMETRO	ESTIMATIVA	T-VALOR	P-VALOR
INTERCEPTO	23,049	0,610	0,561
NID_INICIAL ³	-4,560E-05	-0,802	0,449
NID_INICIAL ²	1,155E-02	0,752	0,476
NID_INICIAL	-8,042E-01	-0,599	0,568

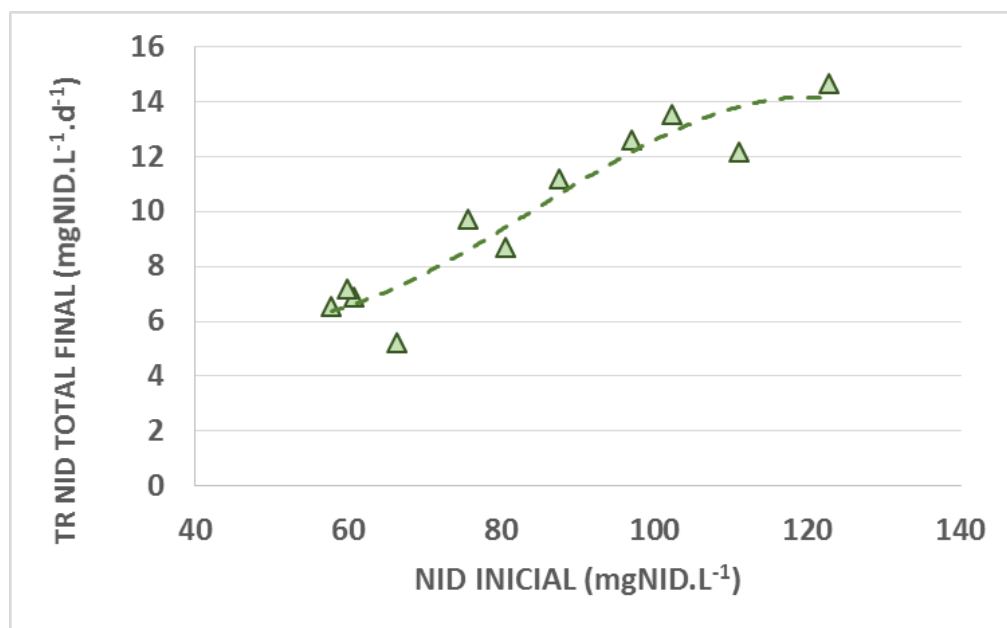
Fonte: autor.

O modelo de regressão em questão pode ser descrito pela equação polinomial (Eq. 22) a seguir, em que R^2 é o coeficiente de determinação do modelo:

$$TR_{NID} (mg/(L * d)) = -5 * 10^{-5} * (NID_{INICIAL})^3 + 0,0116 * (NID_{INICIAL})^2 - 0,8042 * (NID_{INICIAL}) + 23,049; R^2 = 0,898 \quad (20)$$

Apresenta-se o ajuste de linha para o modelo obtido junto ao gráfico de dispersão dos dados observados **NID_INICIAL x TR_NID_TOTAL_FINAL** (Figura 22).

Figura 22. Plotagem com ajuste de linha para *NID_INICIAL x TR_NID_TOTAL_FINAL*. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.



Fonte: autor.

A variabilidade da taxa de remoção de NID média de cada batelada foi explicada em aproximadamente 90%, através de uma relação linear polinomial da concentração inicial de NID. Apesar da forte correlação entre os dados, não é possível afirmar relação de causalidade apenas com o que foi exposto.

As Equações 07 e 08 foram repetidas para melhor entendimento da discussão:

$$\text{Redução de concentração dissolvida:} \quad \Delta C_n = C_i - C_f \quad (07)$$

$$\text{Taxa de Remoção:} \quad TR_f = \Delta C_f / (t_f - t_i) \quad (08)$$

Em que:

C_i = Concentração do nutriente (mg.L^{-1}) aferida em D_i , no caso de análise da taxa de remoção semanal, $D_i=D_0$;

C_f = Concentração do nutriente (mg.L^{-1}) aferida em D_f , no caso de análise da taxa de remoção semanal, $D_f=D_7$;

$t_f - t_i$ = Duração, em dias, do período avaliado.

A parcela da taxa de remoção referente à duração é constante neste estudo (7 dias), portanto, da mesma forma como ocorre para a taxa, a mesma correlação também poderia ser observada para a redução da concentração (em termos absolutos) de NID da batelada, variando apenas as estimativas do modelo obtido. A manipulação da Equação 08 resultou na Equação 23:

$$TR_7 = \frac{\Delta C_7}{(t_7-t_0)} = \frac{\Delta C_7}{7} = \frac{(C_0-C_7)}{7} \quad (21)$$

Em que:

C_0 = Concentração do nutriente (mg.L^{-1}) aferida em D_0 ;

C_7 = Concentração do nutriente (mg.L^{-1}) aferida em D_7 .

A forte correlação positiva, o modelo desenvolvido e o ajuste de linha demonstraram que, conforme aumentou-se a concentração inicial de NID, a taxa de remoção de NID também aumentou.

Para que isso ocorra, a parcela ΔC_7 referente à remoção da concentração de NID aumenta a medida que C_0 (**NID_INICIO**) aumenta (Equação 23), isso só ocorrerá caso o aumento em C_0 não for acompanhado por aumento proporcional em C_7 (o acréscimo em C_0 é acompanhado por um acréscimo menor em C_7). Ou seja, o fotobiorreator foi capaz de maior remoção de NID conforme mais NID era fornecido (**NID_INICIO**).

Este resultado sugere que a capacidade de remoção do fotobiorreator foi compatível com os substratos estudados.

Além disso, não há observação de valores iniciais de NID altos o suficiente em que a taxa de remoção deixa de se elevar, ou pelo menos não há evidências o suficiente para se fazer tal afirmação. Em outras palavras, para os dados coletados, o fotobiorreator foi

capaz de remover concentrações maiores NID iniciais sem ter sido observada uma concentração inicial em que a taxa de remoção atingiu platô.

A discussão levanta a hipótese de que valores maiores daqueles observados para **NID_INICIAL** seriam acompanhados de maiores **TR_NID_TOTAL_FINAL**, isso significaria que a capacidade de remoção do fotobiorreator é superior às concentrações iniciais de NID testadas neste estudo. Seria necessário aprofundamento específico do estudo para confirmação da hipótese, com os dados disponíveis não se pode concluir.

5.9.1.4 MODELO – P INICIAL x TAXA DE REMOÇÃO DE P

Os dados referentes a “**P_INICIAL**” são os valores que representam a concentração inicial de fósforo total dissolvido no substrato no interior do fotobiorreator no dia 0, aferido após a mistura do esgoto sanitário anaerobiamente tratado com o inóculo vindo do repique da batelada anterior.

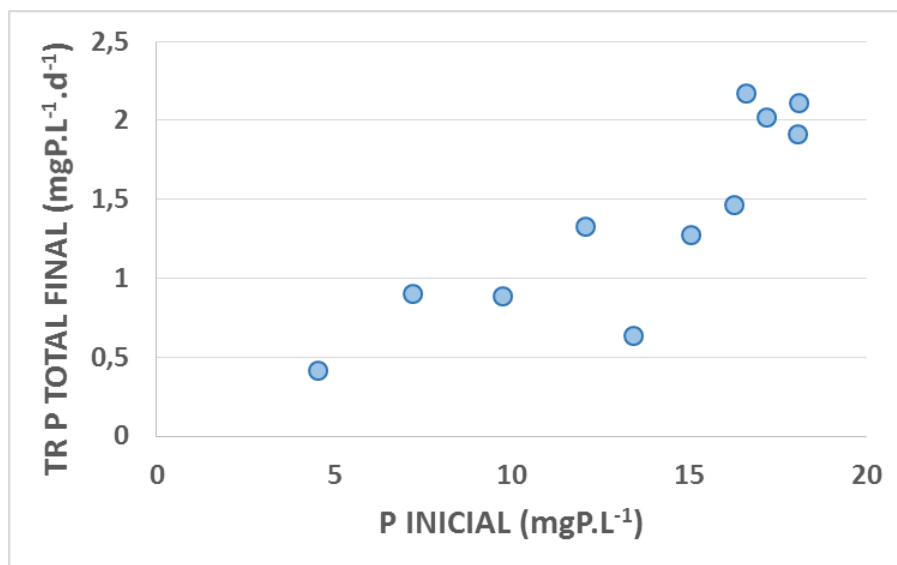
Os dados referentes a “**TR_P_TOTAL_FINAL**” são os valores que representam a taxa de remoção de fósforo total dissolvido no substrato ao final da batelada. Divide a variação da concentração final e inicial pelos sete dias de batelada igualmente, uniformizando o tratamento em uma média diária de remoção. É preciso cautela ao comparar esta taxa com trabalhos em que o tempo de tratamento é menor, pois a fase exponencial de crescimento, que ocorre no início do tratamento, é o período em que a remoção ocorre de forma mais acelerada.

Para reforçar a utilização dos dados observados em uma mesma modelagem, verificou-se se sequências de repique diferentes não produzem efeitos diferentes, por fatores de sequência, nas observações de “**TR_P_TOTAL_FINAL**”.

Foram feitos testes Tukey pareados, de **TR_P_TOTAL_FINAL** por **SEQ** entre todas as bateladas (6 pares) com o auxílio do *software Rstudio* e não foi encontrada diferença significativa entre nenhum dos pares. Os dados de todas as sequências foram consideradas para a regressão.

O gráfico de dispersão para os dados referentes ao par “**P_INICIAL x TR_P_TOTAL_FINAL**” de dados está apresentado na Figura 23.

Figura 23. Plotagem da dispersão dos pontos de $P_INICIAL \times TR_P_TOTAL_FINAL$. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.



Fonte: autor.

Foram testados diversos modelos com o auxílio do software *RStudio*. O modelo que apresentou o maior coeficiente de determinação para os dados relativos a **P_INICIAL** em relação a **TR_P_TOTAL_FINAL** foi uma relação polinomial de terceiro grau.

Foi testada a hipótese de que o modelo polinomial tem desempenho de predição igual a de um modelo nulo. A hipótese foi rejeitada ($F=10,54$; $p\text{-valor}=0,005469$). Estão expostos na Tabela 72 estimativa, t-valor e p-valor para os termos do modelo de regressão ajustado.

Tabela 72. Resultados do modelo ajustado para $P_INICIAL \times TR_P_TOTAL_FINAL$.

PARÂMETRO	ESTIMATIVA	T-VALOR	P-VALOR
INTERCEPTO	-1,332425	-0,673	0,523
$P_INICIAL^3$	0,001929	1,167	0,281
$P_INICIAL^2$	-0,058376	-1,014	0,344
$P_INICIAL$	0,619032	1,002	0,350

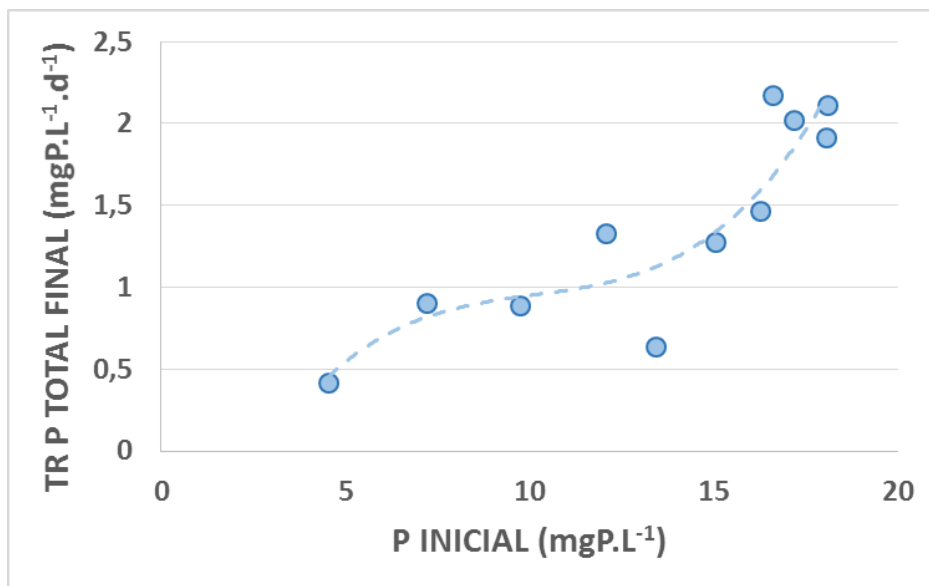
Fonte: autor.

O modelo de regressão em questão pode ser descrito pela equação polinomial (Eq. 24) a seguir, em que R^2 é o coeficiente de determinação do modelo:

$$TR\ P\ (mg/(L.d)) = 0,0019 \cdot (P_{INICIAL})^3 - 0,0583 \cdot (P_{INICIAL})^2 + 0,6184 \cdot (P_{INICIAL}) - 1,33; R^2 = 0,819 \quad (22)$$

Apresenta-se na Figura 24 o ajuste de linha para o modelo obtido junto ao gráfico de dispersão dos dados observados **P_INICIAL** x **TR_P_TOTAL_FINAL**.

Figura 24. Plotagem com ajuste de linha para $TR_P_TOTAL_FINAL \times P_INICIAL$. Os dados utilizados desconsideram as Bateladas 5 e 6.



Fonte: autor.

A variabilidade da taxa de remoção de P média de cada batelada foi explicada em aproximadamente 82%, através de uma relação linear polinomial da concentração inicial de Ptotal. Apesar da forte correlação entre os dados, não é possível afirmar relação de causalidade apenas com o que foi exposto.

O observado no modelo de **P_INICIAL** x **TR_P_TOTAL_FINAL** é semelhante ao que ocorre com **NID_INICIAL** x **TR_NID_TOTAL_FINAL**.

O resultado sugere que a capacidade de remoção do fotobiorreator foi compatível com os substratos estudados.

Além disso, não há observação de valores iniciais de P altos o suficiente em que a taxa de remoção deixa de se elevar, ou pelo menos não há evidências o suficiente para se fazer tal afirmação.

A discussão está exposta detalhadamente na seção anterior (5.9.1.3).

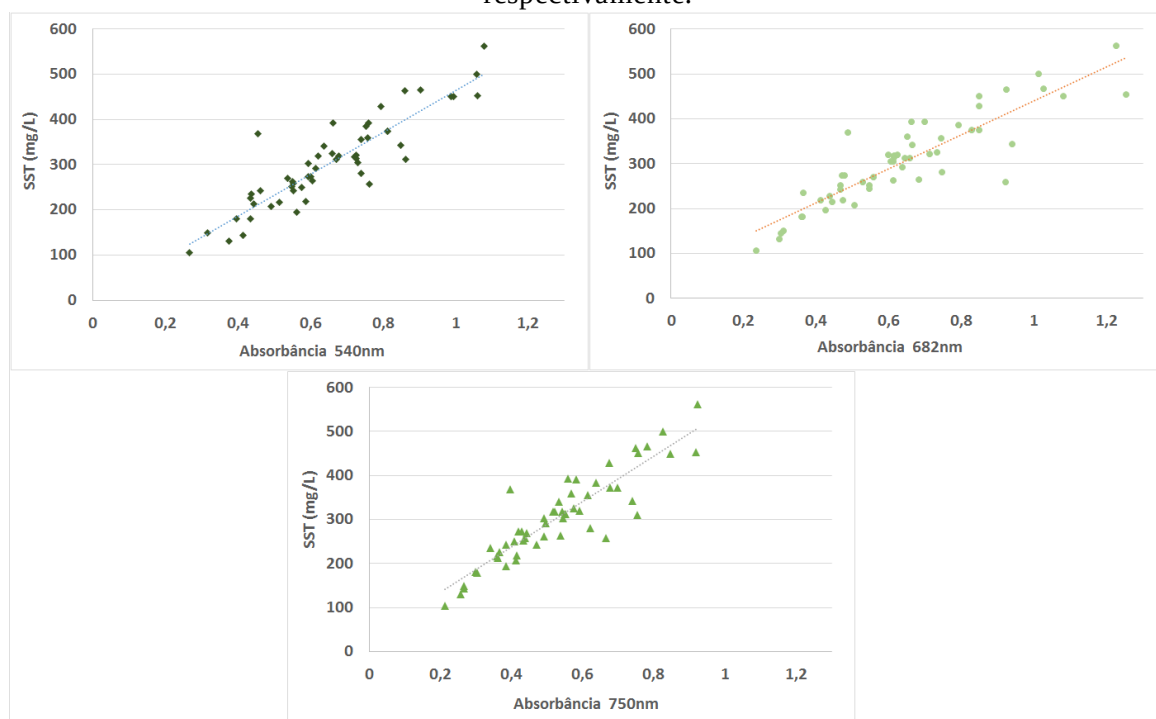
5.9.1.5 MODELO – DENSIDADE ÓPTICA x SST

A concentração de sólidos em suspensão totais (SST) e a densidade óptica são parâmetros que possuem correlação com a quantidade de biomassa existente na amostra, sendo ainda a densidade óptica uma opção com aferição mais rápida comparada a SST (SU et al., 2016).

A leitura de DO682 foi feita devido à absorção pela clorofila-a nesta faixa, DO540 por haver a dispersão da luz pelas microalgas em policulturas nesse comprimento de onda (GONZÁLEZ et al., 2008) e DO750 por ser a faixa em que há absorção máxima pelas microalgas.

A fim de investigar a correlação entre os dados obtidos para absorbância e SST, apresentam-se gráficos de dispersão para diferentes comprimentos de onda em relação a SST (Figura 25).

Figura 25. Plotagens com ajuste de linha para *DO540 X SST*; *DO682 X SST*; *DO750 X SST*, respectivamente.



Fonte: autor.

Uma relação linear foi observada para os três comprimentos de onda em relação a SST. Utilizando-se os dados apresentados na Figura 25, modelos de regressão linear foram

ajustados, cujos resultados estão descritos nas equações 25, 26 e 27 a seguir, em que R^2 é o coeficiente de determinação do modelo.

$$SST = 462,31 * OD_{540} + 1,661; R^2 = 0,8064 \quad (23)$$

$$SST = 378,64 * OD_{682} + 61,437; R^2 = 0,7887 \quad (24)$$

$$SST = 515,25 * OD_{750} + 30,937; R^2 = 0,8128 \quad (25)$$

A variabilidade de SST foi explicada em aproximadamente 81%, 79%, 81%, através de uma relação linear dos comprimentos de onda 540, 682 e 750nm respectivamente. Estes valores de R^2 ajustado são relativamente baixos quando comparados a outros trabalhos na literatura correlacionando densidade óptica e biomassa, como Iasimone et al. (2018) ($R^2=0,996$) e Xin et al. (2010) ($R^2=0,997$).

Um possível motivo para a baixa explicabilidade neste trabalho pode ser devido a limitações na coleta de amostras do reator.

O método de mistura através de injeção de ar no fundo do fotobiorreator por mangueira porosa se mostrou irregular, havendo suspensão de algumas partículas maiores enquanto que outras partículas menores se sedimentavam ao fundo, as partículas maiores em suspensão podem, por vezes, ter afetado os resultados dos ensaios gravimétricos de SST, onde, por limitação de tempo, foram utilizados volumes inferiores a 25mL para filtragem e medição.

Menores volumes filtrados tornam o ensaio mais sensível e aumentam o impacto de partículas maiores em suspensão no resultado final.

5.9.2. REGRESSÃO MÚLTIPLA

Foram feitas regressões lineares múltiplas com a finalidade de explicar as taxas de tratamento a partir dos dados experimentais coletados. Os modelos que foram analisados foram aqueles concebidos na seção 5.7.4

Para os modelos a serem utilizados como ponto de partida das regressões, foram consideradas as significâncias de efeitos das variáveis investigadas nas seções 5.7.4.1 a 5.7.4.3.

Em seguida foram escolhidos os melhores modelos em termos de explicabilidade da variabilidade de dados, resíduos e concisão. Isto foi feito seguindo quatro diferentes diretrizes:

- 1- Os modelos em que variáveis são adicionadas ou removidas foram comparados através de ANOVA, havendo diferença significativa entre os modelos, optou-se pelo modelo com menor soma dos quadrados dos resíduos (SQR).
- 2- Os modelos em que variáveis são trocadas foram comparados através do critério de informação de Akaike (AIC). Optou-se pelo modelo com menor valor para AIC.
- 3- Preferência por modelos com os maiores R^2 ajustados.
- 4- Havendo a possibilidade, optou-se por modelos com menor número de variáveis.

Escolhidos os melhores modelos, dentre os propostos, foram então apresentados os resultados para seus coeficientes (estimativas), t-valor e p-valor. Os resultados estão apresentados nas seções 5.9.2.1 a 5.9.2.3.

5.9.2.1 MODELO PARA TR_P_TOTAL_FINAL

A partir da análise de variância dos modelos ajustados para explicar a variabilidade de **TR_P_TOTAL_FINAL**, há evidências de que as variáveis **P_INICIO** e **SEQ** têm alta significância na explicabilidade da variação de **TR_P_TOTAL_FINAL**. Também observou-se, através do coeficiente de Pearson, forte correlação entre **P_INICIO** e **TR_P_TOTAL_FINAL**.

Sendo assim, foi suposto que, dentre todos os modelos, os que melhor explicam **TR_P_TOTAL_FINAL** incluem a variável **P_INICIO**.

Foi então feita a ANOVA considerando os 4 modelos em que **P_INICIO** está presente (1f, 1g, 1h e 1i) (seção 5.7.4.1) e não foi encontrada diferença significativa entre os modelos. Estão apresentados na Tabela 73 os resultados do teste ANOVA entre os 4 modelos, apresentando a soma dos quadrados dos resíduos (SQR), F-valor e p-valor.

Tabela 73. Resultados do teste ANOVA entre os modelos 1f, 1g, 1h e 1i.

MODELO	SQR	F-VALOR	P-VALOR
1F	0,65848	-----	-----
1G	0,49056	0,3868	0,7211
1H	0,46400	0,1224	0,7599
1I	0,43412	0,1377	0,7462

Fonte: autor.

Apesar do resultado do teste ANOVA entre os 4 modelos, o maior R^2_{aj} foi observado em “1f”. Estão apresentados na Tabela 74 os modelos avaliados, as variáveis de tais modelos e R^2_{aj} .

Tabela 74. Modelos testados para **TR_P_TOTAL_FINAL**, variáveis explicativas e coeficiente de determinação ajustado.

MODELO	VARIÁVEIS	N DE VARIÁVEIS	R^2_{AJ}
1f	SEQ, P_INICIO	2	0,715
1g	SEQ, P_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	4	0,681
1h	SEQ, P_INICIO, SST_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	5	0,598
1i	SEQ, P_INICIO, NID_INICIO, SST_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	6	0,436

Fonte: autor.

Ao adicionar variáveis, o coeficiente de determinação ajustado teve valores menores, portanto “SEQ” e “P_INICIO” foram mais eficientes em explicar a variabilidade de “TR_P_TOTAL_FINAL” sozinhos do que em modelos considerando os efeitos de “NID_INICIO”, “SST_INICIO”, “FOTONS_ACUM” e “T_MED”.

Foi observado coeficiente de determinação R^2_{aj} inferior nos modelos com a inclusão de mais variáveis (1g, 1h e 1i) quando comparado ao modelo “1f”. Atendendo ao critério 3 da seção 5.9.2 foi escolhido o modelo “1f” para representar a taxa de remoção de fósforo.

Então testou-se a hipótese de que o modelo “1f” tem desempenho de predição igual a um modelo nulo. A hipótese foi rejeitada ($F=7,268$; $p\text{-valor}=0,01746$). Estão expostos na Tabela 75 estimativa, t-valor e p-valor para as variáveis do modelo.

Tabela 75. Resultados do modelo “1f”.

VARIÁVEL	ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	T-VALOR	P-VALOR
SEQ1	-0,40853	0,359	-1,138	0,29844
SEQ2	-0,95362	0,581	-1,642	0,15176
SEQ4	-0,85513	0,516	-1,656	0,14870
SEQ5	-0,33026	0,412	-0,801	0,45381
P_INICIO	0,15400	0,032	4,794	0,00302

Fonte: autor.

A Equação 28 transcreve o modelo obtido exposto na Tabela 75.

$$TR_{P_{TOTAL_FINAL}} = -0,409 \cdot SEQ1 - 0,954 \cdot SEQ2 - 0,855 \cdot SEQ4 - 0,330 \cdot SEQ5 + 0,154 \cdot P_{INICIO}; \quad (26)$$

Pelas estimativas do modelo múltiplo proposto, as sequencias tiveram efeito de decrescimento em **TR_P_TOTAL_FINAL**. Também pelas estimativas do modelo múltiplo, a taxa de remoção de P média diária teve, aproximadamente:

- Acréscimo de $0,154 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ a cada 1 mg.L^{-1} de Ptotal no substrato inicial.

5.9.2.2 MODELO PARA TR_NID_TOTAL_FINAL

A partir da análise de variância dos modelos ajustados para explicar a variabilidade de **TR_NID_TOTAL_FINAL**, há evidências de que as variáveis **NID_INICIO** e **SEQ** têm alta significância na explicabilidade da variação de **TR_NID_TOTAL_FINAL**. Também observou-se, através do coeficiente de Pearson, forte correlação entre **NID_INICIO** e **TR_NID_TOTAL_FINAL**.

Sendo assim, foi suposto que, dentre todos os modelos, os que melhor explicam **TR_NID_TOTAL_FINAL** incluem a variável **NID_INICIO**, sendo que as variáveis ambientais também tiveram significância na explicabilidade nos modelos em que são consideradas junto de **NID_INICIO**.

Foi feita a ANOVA considerando os 4 modelos em que **NID_INICIO** está presente (2e, 2g, 2h e 2i) (seção 5.7.4.2) e foi encontrada diferença significativa entre os modelos. Dentre os 4 modelos, a menor soma dos quadrados dos resíduos foi encontrada em “2i”. Estão descritos na Tabela 76 os resultados do teste ANOVA entre os 4 modelos, apresentando a soma dos quadrados dos resíduos (SQR), F-valor e p-valor.

Tabela 76. Resultados do teste ANOVA entre os modelos 2e, 2g, 2h e 2i.

MODELO	SQR	F-VALOR	P-VALOR
2E	4,6377		
2G	0,5663	54,7626	0,01793*
2H	0,4161	4,0391	0,18218
2I	0,0743	9,1938	0,09373

*foi encontrada diferença significativa entre os modelos.

Fonte: autor.

Também foi verificado o coeficiente de determinação para os 4 modelos. Estão apresentados na Tabela 77 os modelos avaliados, as variáveis de tais modelos e R^2_{aj} .

Tabela 77. Modelos testados para **TR_NID_TOTAL_FINAL**, variáveis explicativas e coeficiente de determinação ajustado.

MODELO	VARIÁVEIS	N DE VARIÁVEIS	R^2_{aj}
2e	SEQ, NID_INICIO	2	0,9237
2g	SEQ, NID_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	4	0,9860
2h	SEQ, NID_INICIO, SST_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	5	0,9863
2i	SEQ, NID_INICIO, P_INICIO, SST_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	6	0,9963

Fonte: autor.

Ao adicionar variáveis, o coeficiente de determinação ajustado teve valores maiores, portanto “SEQ” e “NID_INICIO” explicaram melhor a variabilidade de “TR_NID_TOTAL_FINAL” quando em modelo considerando os efeitos de “P_INICIO”, “FOTONS_ACUM”, “T_MED” e “SST_INICIO”.

Foi observado coeficiente de determinação R^2_{aj} maior no modelo “2i”, além de ser este o modelo com menor soma dos quadrados dos resíduos em teste ANOVA.

Atendendo aos critérios 1 e 3 da seção 5.9.2 foi escolhido o modelo “2i” para representar a taxa de remoção de nitrogênio inorgânico.

Avaliou-se, à partir dos coeficientes de determinação da Tabela 77 para “2g” e “2h”, que a inclusão de “SST_INICIO” não aumentou capacidade preditiva do modelo significativamente. Neste ponto, foi sugerido um último modelo para avaliação, contando com a exclusão do efeito de SST_INICIO no modelo escolhido (2i), o novo modelo foi chamado de “2j”.

Foi feita a ANOVA considerando os modelos “2i” e “2j” e não foi encontrada diferença significativa entre os modelos. Estão descritos na Tabela 78 os resultados do teste ANOVA entre os 2 modelos, apresentando a soma dos quadrados dos resíduos (SQR), F-valor e p-valor.

Tabela 78. Resultados do teste ANOVA entre os modelos 2i e 2j.

MODELO	SQR	F-VALOR	P-VALOR
2i	0,074348	-----	-----
2j	0,232277	4,2484	0,1754

Fonte: autor.

Foi verificado o coeficiente de determinação para os 2 modelos. Estão apresentados na Tabela 79 os modelos finais a serem escolhidos, as variáveis de tais modelos e R^2_{aj} .

Tabela 79. Modelos finais para *TR_NID_TOTAL_FINAL*, variáveis explicativas e coeficiente de determinação ajustado.

MODELO	VARIÁVEIS	N DE VARIÁVEIS	R^2_{AJ}
2i	SEQ, NID_INICIO, P_INICIO, SST_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	6	0,9960
2j	SEQ, NID_INICIO, P_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	5	0,9924

Fonte: autor.

Optou-se então pelo modelo “2j” pela possibilidade da redução de uma variável sem prejudicar a capacidade preditiva do modelo significativamente.

Então testou-se a hipótese de que o modelo “2j” tem desempenho de predição igual a um modelo nulo. A hipótese foi rejeitada ($F=186,5$; $p\text{-valor}=0,0005943$). Estão expostos na Tabela 80 estimativa, t-valor e p-valor para as variáveis do modelo.

Tabela 80. Resultados do modelo “2j”.

VARIÁVEL	ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	T-VALOR	P-VALOR
SEQ1	-24.172442	4.543	-5.321	0.0130
SEQ2	-20.749002	3.420	2.743	0.0712
SEQ4	-24.031103	4.278	0.257	0.8138
SEQ5	-21.817331	4.339	5.398	0.0125
NID_INICIO	0.126746	0.006	22.194	0.0002
P_INICIO	0.073882	0.036	2.077	0.1294
FOTONS_ACUM	0.036687	0.013	2.851	0.0651
T_MED	0.801464	0.207	3.875	0.0304

Fonte: autor.

A Equação 29 transcreve o modelo obtido exposto na Tabela 80.

$$\begin{aligned}
 TR_{NID_{TOTAL_{FINAL}}} = & -24,172 \cdot SEQ1 - 20,749 \cdot SEQ2 - 24,031 \cdot SEQ4 - 21,817 \cdot SEQ5 \\
 & + 0,127 \cdot NID_{INICIO} + 0,073 \cdot P_{INICIO} + 0,0367 \cdot FOTONS_{ACUM} + 0,8015 \cdot T_{MED}
 \end{aligned}
 \tag{27}$$

Pelas estimativas do modelo múltiplo proposto, as sequências tiveram efeito de decrescimento em **TR_NID_TOTAL_FINAL**. Também pelas estimativas do modelo múltiplo, a taxa de remoção de NID média diária teve, aproximadamente:

- Acréscimo de $0,127 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ a cada 1 mg.L^{-1} de NID no substrato inicial;
- Acréscimo de $0,073 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ a cada 1 mg.L^{-1} de Ptotal no substrato inicial;
- Acréscimo de $0,037 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ a cada 1 mol de fótons incidentes;
- Acréscimo de $0,802 \text{ mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ a cada $1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ somado à temperatura média final da batelada.

5.9.2.3 MODELO PARA TP_SST_TOTAL_FINAL

A partir da análise de variância dos modelos ajustados para explicar a variabilidade de **TP_SST_TOTAL_FINAL**, ao avaliar a significância das variáveis ambientais e das condições iniciais de tratamento na explicabilidade da variação de **TP_SST_TOTAL_FINAL** houve indicativo de que, dentre todos os modelos, os que melhor explicam **TP_SST_TOTAL_FINAL** incluem a variável **T_MED**.

Foi então feita a ANOVA considerando os 4 modelos com melhor desempenhos (3h, 3i, 3j e 3k) (seção 5.7.4.3) e foi encontrada diferença significativa entre os modelos. O modelo com menor soma dos quadrados dos resíduos foi “3h”, entretanto ao testar ANOVA considerando “3h” e “3k” não foi encontrada diferença significativa entre os modelos. Serão então analisados os modelos 3h e 3k.

Estão descritos nas Tabela 81 e 82 os resultados do teste ANOVA entre os 4 modelos (3h, 3i, 3j e 3k), e entre os 2 modelos (3h e 3k) apresentando a soma dos quadrados dos resíduos (SQR), F-valor e p-valor.

Tabela 81. Resultados do teste ANOVA entre os modelos 3h, 3i, 3j e 3k.

MODELO	SQR	F-VALOR	P-VALOR
3H	18,586	-----	-----
3I	280,798	28,215	0,03366*
3J	244,368	-----	-----
3K	34,102	-----	-----

*foi encontrada diferença significativa entre os modelos.

Fonte: autor.

Tabela 82. Resultados do teste ANOVA entre os modelos 3h e 3k.

MODELO	SQR	F-VALOR	P-VALOR
3H	18,586	-----	-----
3K	34,102	1,6696	0,3255

Fonte: autor.

Foi verificado o coeficiente de determinação para os 2 modelos. Estão apresentados na Tabela 83 os modelos finais a serem escolhidos, as variáveis de tais modelos e R^2_{aj} .

Tabela 83. Modelos finais para *TP_SST_TOTAL_FINAL*, variáveis explicativas e coeficiente de determinação ajustado.

MODELO	VARIÁVEIS	N DE VARIÁVEIS	R^2_{aj}
3h	SEQ, NID_INICIO, P_INICIO, SST_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	6	0,9732
3k	SEQ, NID_INICIO, P_INICIO, FOTONS_ACUM e T_MED	5	0,7650

Fonte: autor.

Foi testada a hipótese de que o modelo “3h” tem desempenho de predição igual a um modelo nulo. A hipótese foi rejeitada ($F=45,37$; $p\text{-valor}=0,02175$). Foi feito o mesmo teste para “3k” e a hipótese também não foi rejeitada ($F=7,331$; $p\text{-valor}=0,06484$). Estão expostos na Tabela 84 estimativa, t-valor e p-valor para as variáveis do modelo.

Tabela 84. Resultados do modelo “3h”.

VARIÁVEL	ESTIMATIVA	ERRO PADRÃO	T-VALOR	P-VALOR
SEQ1	-153,43205	52,75693	-2,908	0,1007
SEQ2	-92,18797	39,54791	-2,331	0,1450
SEQ4	-121,58541	49,12985	-2,475	0,1318
SEQ5	-146,98153	49,37720	-2,977	0,0968
NID_INICIO	-0,33713	0,063	-5,312	0,0337
P_INICIO	-1,92122	0,390	-4,929	0,0388
SST_INICIO	-0,02296	0,018	-1,292	0,3255
FOTONS_ACUM	-0,76339	0,14527	-5,255	0,0344
T_MED	11,20565	2,32486	4,820	0,0405

Fonte: autor.

A Equação 30 transcreve o modelo obtido exposto na Tabela 84.

$$\begin{aligned}
 TP_{SST_{TOTAL_{FINAL}}} &= -153,432 \cdot SEQ1 - 92,188 \cdot SEQ2 - 121,585 \cdot SEQ4 - 146,982 \cdot SEQ5 \\
 &- 0,337 \cdot NID_{INICIO} - 1,921 \cdot P_{INICIO} - 0,023 \cdot SST_{INICIO} \\
 &- 0,763 \cdot FOTONS_{ACUM} + 11,206 \cdot T_{MED};
 \end{aligned}
 \tag{28}$$

Pelas estimativas do modelo múltiplo proposto, as sequências tiveram efeito de decréscimo em **TP_SST_TOTAL_FINAL**. Também pelas estimativas do modelo múltiplo, a taxa de produção média de SST diária teve, aproximadamente:

- Decréscimo de 0,3371 mg.L⁻¹.d⁻¹ a cada 1 mg.L⁻¹ de NID no substrato inicial;
- Decréscimo de 1,9212 mg.L⁻¹.d⁻¹ a cada 1 mg.L⁻¹ de Ptotal no substrato inicial;
- Decréscimo de 0,7634 mg.L⁻¹.d⁻¹ a cada 1 mol de fótons incidentes;
- Acréscimo de 11,206 mg.L⁻¹.d⁻¹ a cada 1 °C somado à temperatura média final da batelada.

6. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

6.1. PRINCIPAIS

Parte da análise exploratória dos dados foi feita através das análises descritivas dos fenômenos observados, onde baseou-se na literatura para identificar destaques que pautariam as hipóteses estatísticas a serem testadas. Foi possível, durante esta etapa, evidenciar relações informadas na literatura, como a influência do pH, temperatura e intensidade luminosa no ciclo do nitrogênio dentro do reator *flat panel*.

As análises estatísticas dos diferentes grupos observados no tratamento, como a estação e o sequenciamento de bateladas, foi essencial para a compreensão do tratamento e do substrato do fotobiorreator. Foi verificado que não houve influência significativa das diferentes estações do ano na variabilidade dos substratos de estudo (esgoto + inóculo).

Pode estar havendo acúmulo de nutrientes, compostos nitrogenados e predadores devido à forma como é feito o repique, porém, para o período e tamanho amostral analisado, o efeito do sequenciamento das bateladas não foi estatisticamente significativo nas condições iniciais do substrato nem na variabilidade dos nutrientes estudados.

As análises estatísticas das variáveis foram capazes de determinar a significância do efeito das variáveis envolvidas no processo de remoção de nutrientes e geração de biomassa no fotobiorreator.

Modelos foram propostos relacionando variáveis ambientais, condições iniciais do tratamento e remoção de nutrientes em termos de remoção média diária de nitrogênio e fósforo. Neste aspecto, foi dada preferência para o uso da medida de fótons acumulados, que estima a efetiva quantidade de luz a partir da intensidade luminosa média e tempo de luz. Compilando em uma única variável informações relevantes de duas outras variáveis.

Todos os modelos propostos ao longo do trabalho foram analisados. Ao final foram selecionados e desenvolvidos a partir de regressão linear simples e múltipla os que melhor explicaram a remoção de nutrientes e geração de biomassa no experimento.

6.2. ESPECÍFICAS

Bateladas em que o pH se manteve elevado favoreceram a remoção de fósforo, além disso houve uma forte correlação entre o pH e o fósforo total dissolvido no substrato. Nas amostras com pH mais elevado também foram observados menores concentrações de fósforo total dissolvido, enquanto que nas bateladas em que o pH observado esteve abaixo de 7,0, mantendo um ambiente mais ácido quando comparadas as outras amostras, foi observado acúmulo de compostos nitrogenados, além de reduzida produção de biomassa e reduzida remoção de nitrogênio e fósforo, cinco indicativos de que a atividade fotossintética foi de alguma forma prejudicada nestas bateladas.

A remoção percentual de nitrogênio e fósforo no fotobiorreator ao ar livre estudado pode atingir faixas satisfatórias e por vezes superiores àquelas reportadas na literatura contanto que as variáveis físico-químicas se desenvolvam de forma favorável. Remoção máxima observada para P_{total} foi 88%, remoção máxima de NID foi 92,7%, produtividade de biomassa $PBsst$ em sete dias atingiu valor máximo de $24,81 \text{ mg.SST.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Os valores máximos relatados ocorreram em diferentes bateladas.

Quanto às taxas de remoção observadas, para NID a taxa de remoção média e máxima foram respectivamente $8,61 \pm 4,02 \text{ mg.NID.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e $14,7 \text{ mg.NID.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$, para P_{total} a taxa de remoção média e máxima foram respectivamente de $1,28 \pm 0,59 \text{ mg.P.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e $2,18 \text{ mg.P.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$. As taxas de remoção e remoções totais de nutrientes seguiram correlações semelhantes com as outras variáveis do tratamento, pois a parte de seu cálculo referente à duração do tratamento era a constante (sete dias).

As análises dos modelos estatísticos e a análise de correlação entre todas as variáveis do tratamento permitiram avaliar a necessidade de inclusão ou exclusão de dados e também permitiram realizar a escolha de variáveis, de forma a melhorar os modelos estatísticos.

Tais análises foram essenciais para o desenvolvimento de modelos lineares simples relacionando com as variáveis representativas do tratamento apenas as variáveis mais significativas. Assim sendo, foram desenvolvidos 4 modelos lineares para as variáveis com melhores correlações identificadas:

1- A correlação entre os fótons acumulados e o percentual de remoção acumulado de NID foi capaz de explicar aproximadamente 81% da variabilidade dos dados de remoção de NID através de uma relação linear logarítmica. A regressão linear obtida teve coeficiente de determinação $R^2=0,811$:

$$\text{Remoção NID (\%)} = 0,3224 \cdot \ln(\text{FÓTONS.ACUM}) - 0,5801$$

2- A correlação entre pH e a concentração absoluta de fósforo total foi capaz de explicar aproximadamente 70% da variabilidade dos dados de concentração de Ptotal através de uma relação linear polinomial de terceiro grau. A regressão linear obtida se teve $R^2=0,704$ e está exposta a seguir:

$$P \text{ (mg/L)} = 1,0115 \cdot pH^3 - 27 \cdot pH^2 + 234,2 \cdot pH - 651,31$$

3- A correlação entre NID inicial e taxa de remoção de NID média de cada batelada foi capaz de explicar aproximadamente 90% da variabilidade das taxas de remoção de NID através de uma relação linear polinomial de terceiro grau. A regressão linear obtida teve coeficiente de determinação $R^2=0,898$ e está exposta a seguir:

$$\begin{aligned} TR \text{ NID (mg/(L.d))} \\ = -5 \cdot 10^{-5} \cdot (NID_{INICIAL})^3 + 0,0116 \cdot (NID_{INICIAL})^2 - 0,8042 \cdot (NID_{INICIAL}) \\ + 23,049 \end{aligned}$$

4- A correlação entre P inicial e taxa de remoção de P média de cada batelada foi capaz de explicar aproximadamente 82% da variabilidade das taxas de remoção de P através de uma relação linear polinomial de terceiro grau. A regressão linear obtida teve coeficiente de determinação $R^2=0,819$ e está exposta a seguir:

$$TR \text{ P (mg/(L.d))} = 0,0019 \cdot (P_{INICIAL})^3 - 0,0583 \cdot (P_{INICIAL})^2 + 0,6184 \cdot (P_{INICIAL}) - 1,33$$

Foram propostos modelos de regressão múltipla para as análises dos efeitos das variáveis iniciais e ambientais. Dos modelos analisados, o que melhor explicou a variabilidade da taxa de remoção média diária de nitrogênio teve $R^2_{aj}=0,9924$ e está descrito à seguir:

$$TR_{NID_{TOTAL_{FINAL}}} = -24,172 .SEQ1 - 20,749 .SEQ2 - 24,031 .SEQ4 - 21,817 .SEQ5 \\ + 0,127 .NID_{INICIO} + 0,073 .P_{INICIO} + 0,0367 .FOTONS_{ACUM} + 0,8015 .T_{MED}$$

Foi verificado que não houve efeito significativo da concentração inicial de SST na taxa de remoção de NID, sendo irrelevante o impacto no modelo com a adição deste termo.

Já o modelo que melhor explicou a variabilidade da taxa de remoção média diária de fósforo total, dentre os modelos analisados, teve $R^2_{aj}=0,715$ e está descrito à seguir:

$$TR_{P_{TOTAL_{FINAL}}} = -0,409 .SEQ1 - 0,954 .SEQ2 - 0,855 .SEQ4 - 0,330 .SEQ5 \\ - 0,154 .P_{INICIO};$$

A inclusão das variáveis ambientais diminuiu o valor de R^2_{aj} . O mesmo ocorre ao se incluir o termo relativo à concentração inicial de NID ou SST, sugerindo, a partir dos dados coletados, que seria irrelevante o impacto no modelo a adição destes termos.

Para os modelos que explicam a taxa de produção de SST, foi verificado que é preciso o efeito combinado dos três termos relativos a condição inicial do substrato a fim de um R^2_{aj} satisfatório. A remoção de qualquer dos termos separadamente resultaria em uma drástica redução R^2_{aj} , o mesmo ocorre ao se retirar os termos ambientais separadamente.

Sendo portanto a taxa de produção de biomassa o fenômeno com explicabilidade mais complexa dentre as três taxas representativas do tratamento analisadas. O modelo selecionado teve coeficiente de determinação ajustado $R^2_{aj}=0,9732$ e está descrito a seguir:

$$TP_{SST_{TOTAL_{FINAL}}} = -153,432 .SEQ1 - 92,188 .SEQ2 - 121,585 .SEQ4 - 146,982 .SEQ5 \\ - 0,337 .NID_{INICIO} - 1,921 .P_{INICIO} - 0,023 .SST_{INICIO} \\ - 0,763 .FOTONS_{ACUM} + 11,206 .T_{MED};$$

6.3. PERSPECTIVAS

Perspectivas para trabalhos futuros envolvem:

- Aplicar técnicas de modelagem de sistemas dinâmicos à partir dos dados disponíveis em busca de modelos que melhor expliquem a evolução do tratamento ao longo do tempo;
- Aprofundar as análises a fim de estimar coeficientes de saturação para o tratamento, faixas de valores máximos de NID e P iniciais para atingir-se a capacidade de tratamento do fotobiorreator e faixas de valores ótimas de NID e P iniciais para remoção no fotobiorreator;
- Aprofundar as análises a fim de estimar coeficientes de crescimento para o tratamento;
- Replicar este estudo para os dados disponíveis de outros períodos do tratamento, como D0-D3, D3-D7, além de também submeter estes mesmos períodos aos aprofundamentos supracitados.

7. RECOMENDAÇÕES

Os sensores para monitoramento das variáveis climáticas foram instalados junto ao flat panel porém em seu exterior, resultados diferentes poderiam ser obtidos caso houvessem observações das variáveis em seu interior.

Para aprofundamento no estudo da atividade de nitrificação e qualquer outra atividade dependente da disponibilidade de oxigênio no substrato, é recomendado o monitoramento contínuo do oxigênio dissolvido no substrato.

Em caso de confecção de fotobiorreator do tipo *flat panel* escala piloto semelhante ao especificado neste trabalho, a injeção de oxigênio através de dispersores pode proporcionar melhores resultados preenchendo-se todo o fundo do reator, uniformizando a mistura de forma a minimizar a sedimentação de sólidos.

Também, das limitações experimentais, por vezes a amostragem do reator foi interrompida para manutenção, o que impediu o estudo dos efeitos da continuidade dos repiques para prazo superior a 5 semanas. Ora os repiques e amostragens aconteciam em sequência, ora a amostragem era interrompida por uma ou mais semanas. Melhores resultados seriam obtidos optando-se por uma de duas:

- 1- Optar pela interrupção entre todas as bateladas com utilização de inóculo cultivado laboratorialmente, para reinicialização do sistema.
- 2- Disponibilidade de equipamentos reservas o suficiente para que não houvesse necessidade de interrupção do sequenciamento de bateladas para manutenções.

O estudo se beneficiaria de um maior tamanho amostral, conferindo mais robustez às análises de variância e aos modelos estatísticos e lineares. Uma sugestão seria a realização de 6 bateladas sequenciais, com mesmo método de repique, em 4 diferentes estações do ano, totalizando 24 bateladas.

Neste mesmo sentido, as amostras confeririam mais vantagens ao estudo de variáveis caso coletadas diariamente.

8. BIBLIOGRAFIA

ABREU, L. M. Aspectos Microbiológicos de los Procesos de Nitrificación-Desnitrificación. III Taller Y Seminario Latino Americano: Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, p.55-64, 1994

ABU-GHOSH, S.; FIXLER, D.; DUBINSKY, Z.; ILUZ, D. Flashing light in microalgae biotechnology, *Bioresour. Technol.* 203, 357–363, 2016.

ACIÉN, F. G., MOLINA, E., REIS, A., TORZILLO, G., ZITTELLI, G. C., SEPÚLVEDA, C., & MASOJÍDEK, J. Photobioreactors for the production of microalgae. In: *Microalgae-based biofuels and bioproducts*. Woodhead Publishing, p. 1-44, 2017.

ADMIRAAL, W. Tolerance of estuarine benthic diatoms to high concentrations of ammonia, nitrite ion, nitrate ion and orthophosphate. *Marine Biology*, v. 43, n. 4, p. 307–315, 1977.

AKIZUKI, Shinichi et al. Effects of different light conditions on ammonium removal in a consortium of microalgae and partial nitrifying granules. *Water research*, v. 171, p. 115445, 2020.

ALEXANDER, M. Most Probable Number Method for Microbial Populations. In: [s.l: s.n.]. p. 815–820.

ALLEMAN, J.E., KERAMIDA, V., PANTEA-KISER, L. Light induced *Nitrosomonas* inhibition. *Water Res.* 21 (4), 499e501, 1987.

ÁLVAREZ-DÍAZ, P. D. et al. Freshwater microalgae selection for simultaneous wastewater nutrient removal and lipid production. *Algal Research*, v. 24, p. 477-485, 2017.

ANTHONISEN, A.C.; LOEHR, R.C.; PRAKASAM, T.B.S.; SRINATH, E.G. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 48, n. 5, p. 835-852, 1976.

ANTILEO, C.; ROECKEL, M.; WIESMANN, U. High nitrite buildup during nitrification in a rotating disk reactor. *Water Environment Research*, v. 75, n. 2, p. 151-162, 2003.

APHA; AWWA; WEF. *Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. 23. ed. Washington, DC: APHA, 2018.

ARANA, L. V. *Qualidade da água em aquicultura princípios e práticas*. Florianópolis, UFSC, ed 3, 2010.

ARBIB, Zouhayr et al. Capability of different microalgae species for phytoremediation processes: Wastewater tertiary treatment, CO₂ bio-fixation and low cost biofuels production. *Water research*, v. 49, p. 465-474, 2014.

ASSEMANY, P.P.; CALIJURI, M.L.; DO COUTO, E. de A.; DE SOUZA, M.H.B.; SILVA, N.C.; SANTIAGO, A. da F.; CASTRO, J. de S. Algae/bacteria consortium in high rate ponds: Influence of solar radiation on the phytoplankton community, *Ecol. Eng.* 77, p154–162, 2015.

ASLAN, S.; MILLER, L.; DAHAB, M. Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology*, v. 100 n. 2, p. 659-664, 2009.

BARCELÓ-VILLALOBOS, M.; FERNÁNDEZ-DEL OLMO, P.; GUZMÁN, J.L.; FERNÁNDEZ-SEVILLA, J.M.; ACIÉN FERNÁNDEZ, F.G. Evaluation of photosynthetic light integration by microalgae in a pilot-scale raceway reactor, *Bioresour. Technol.* 280, 404–411, 2019.

BASSI, N., RODOLFI, L., ZITTELLI, G., SAMPIETRO, G., DEL BIMBO, L. & TREDICI, M.R. The “Green Wall Panel”: potential and limitations of a low-cost disposable photobioreactor. In: *ABO Algae Biomass Summit*, 28– 30, 2010.

BATSTONE, D. J. et al. Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. *Chemosphere*, v. 140, p. 2-11, 2015.

BERNET, N.; DANGCONG, P.; DELGENÈS, J.P.; MOLETTA, R. Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor. *Journal of Environmental Engineering*, v. 127, n. 3, p. 266-271, 2001.

BEUCKELS, A., SMOLDERS, E., MUYLAERT, K. Nitrogen availability influences phosphorus removal in microalgae-based wastewater treatment. *Water Res.* 77, 98–106, 2015.

BINNAL, P.; BABU, P.N. Optimization of environmental factors affecting tertiary treatment of municipal wastewater by *Chlorella protothecoides* in a lab scale photo- bioreactor. *J. Water Process Eng.* 17, 290–298, 2017.

BITTON, G. *Wastewater Microbiology*, Wiley-Liss, Inc., cap.3 – Role of Microorganisms in Biogeochemical Cycles, p.51-73, 1994.

BLAICH, Chistof I. Dinâmica de Microorganismos nitrificantes e desnitrificantes e sua relação com parâmetros físico-químicos em Lodos Ativados para remoção de nitrogênio de lixiviado de Aterro Sanitário. 2009. 58f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, UEL, Londrina, 2009.

BOROWITZKA, M.A. & MOHEIMANI, N.R. Sustainable biofuels from algae. *Mitigat. Adapt. Strat. Global Change* 18: 13–25, 2013.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L. de; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice Hall, 305 p, 2002.

CALAHAN, D.; OSENBAUGH, E.; ADEY, W. Expanded algal cultivation can reverse key planetary boundary transgressions. *Heliyon*, v. 4, n. 2, p. e00538, 2018.

CARVALHO, A.P.; SILVA, S.O.; BAPTISTA, J.M.; MALCATA, F.X. Light requirements in microalgal photobioreactors: an overview of biophotonic aspects, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 89, 1275-1288, 2011.

CASTRILLO, M.; DÍEZ-MONTERO, R.; TEJERO, I. Model-based feasibility assessment of a deep solar photobioreactor for microalgae culturing, *Algal Res.* 29, 304–318, 2018.

CERVANTES-CARRILLO, F.; PÉREZ, J.; GÓMEZ, J. Avances em la eliminación biológica del nitrógeno de las aguas residuales. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, v. 42, p. 73-82, 2000.

CHANG, C.Y.; TANONG, K.; XU, J.; SHON, H. Microbial community analysis of an aerobic nitrifying-denitrifying MBR treating ABS resin wastewater. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 9, p. 5337-5344, 2011.

CHEN, W.; ZHANG, Q.; DAI, S. Effects of nitrate on intracellular nitrite and growth of *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, v. 21, n. 6, p. 701–706, 13 dez. 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. *Anaerobic Reactors*. 4a. ed. IWA publishing; 2017.

CHEVALIER, P.; PROULX, D.; LESSARD, P.; VINCENT, W.F.; DE LA NOÛE, J. Nitrogen and phosphorus removal by high latitude mat-forming cyanobacteria for potential use in tertiary wastewater treatment, *J. Appl. Phycol.*, 122, 12, p. 105–112, 2000.

CHO, S., LUONG, T.T., LEE, D., OH, Y.K., LEE, T. Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production. *Bioresour. Technol.* 102, 8639-8645, 2011.

CIUDAD, G.A.B. Nitrificación-desnitrificación vía nitrito en reactores de discos rotatorios bajo dos modalidades de operación: continua y secuenciada. Departamento de Engenharia Química. Instituto de Agroindustria, Universidad de La Frontera, Temuco, 2007.

CLARENS, A.F.; RESURRECCION, E.P.; WHITE, M.A. & COLOSI, L.M. Environmental life cycle comparison of algae to other bioenergy feedstocks. *Environ. Sci. Technol.* 44: 1813–1819, 2010.

COLLIVER, B.B. & STEPHENSON, T. Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnology Advances*, v. 18, n. 3, p. 219-232, 2000.

CORDELL, D.; DRANGERT, J. O.; WHITE, S. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global environmental change*, v. 19, n. 2, p. 292-305, 2009.

COX, M.J.F. Desarrollo de una estrategia de operación para promover el proceso nitrificación: desnitrificación simultánea em un reactor secuencial de biopelícula. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de La Frontera, Temuco, 2009.

CUARESMA, M. Productivity of *Chlorella sorokiniana* in a short light-path (SLP) panel photobioreactor under high irradiance. *Biotechnology and bioengineering*, v. 104, n. 2, p. 352-359, 2009.

CUELLAR-BERMUDEZ, S. P.; ALEMAN-NAVA, G. S.; CHANDRA, R.; GARCIA-PEREZ, J. S.; CONTRERAS-ÂNGULO, J. R.; MARKOU, G.; MUYLEAERT, K.; RITTMANN, B. E.; PARRA-SALDIVAR, R. Nutrients utilization and contaminants removal. A review of two approaches of algae and cyanobacteria in wastewater. *Algal Research*, v. 24, p. 438-449, 2016.

DA FONTOURA, Juliana Tolfo et al. Influence of light intensity and tannery wastewater concentration on biomass production and nutrient removal by microalgae *Scenedesmus* sp. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 111, p. 355-362, 2017.

DENG, X.; CHEN, B.; XUE, C.; LI, D.; HU, X.; GAO, K. Biomass production and biochemical profiles of a freshwater microalga *Chlorella kessleri* in mixotrophic culture: effects of light intensity and photoperiodicity, *Bioresour. Technol.* 273, 358–367, 2019.

DE WILT, A. et al. Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source separated wastewater streams. *Journal of Hazardous Materials*, v. 304, p. 84–92, mar. 2016.

DUTRA, F. M.; FORNECK, S. C.; BRAZAO, C. C.; FREIRE, C. A.; BALLESTER, E. L. C. Acute toxicity of ammonia to various life stages of the amazon river prawn, *Macrobrachium amazonicum*, heller, 1862. *Aquaculture research*, Elsevier, v. 453, p. 104-109, 2016.

ELAWWAD, A.; KARAM, A.; ZAHHER, K. Using an algal photo-bioreactor as a polishing step for secondary treated wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 26, n. 4, 1493-1500, 2017.

ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F. Diurnal variation of rates of denitrication and nitrogen xation of periphyton associated with *Oryza glumaepatula* steud in an amazonian lake. *Hydrobiologia*, Springer, v. 368, n. 1-3, p. 189-192, 1998.

FAGERSTONE, K. D.; QUINN, J. C.; BRADLEY, T. H.; DE LONG, S. K.; MARCHESE, A. J. Quantitative measurement of direct nitrous oxide emissions from microalgae cultivation. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9449–9456, 2011.

FERNANDES, T. V.; SHRESTHA, R.; SUI, Y.; PAPINI, G.; ZEEMAN, G.; VET, L. E.; WIJFFELS, R. H.; LAMERS, P. Closing domestic nutrient cycles using microalgae. *Environmental Science & Technology*, v. 49, n. 20, p. 12450-12456, 2015.

FERNANDES, T. V.; SUÁREZ-MUÑOZ, M.; TREBUCH, L. M.; VERBRAAK, P. J.; VAN DE WAAL, D. B. Toward an Ecologically Optimized N: P Recovery from Wastewater by Microalgae. *Frontiers in microbiology*, v. 8, p. 1742, 2017.

FERRAZ, C. A. M.; AQUARONE, E.; KRAUTER, M. Efeito da luz e do pH no crescimento de *Spirulina máxima*. *Revista de Microbiologia*, São Paulo, v. 16, n. 2, p. 132-137, 1985.

FERRO, L.; GORZSÁS, A.; GENTILI, F.G.; FUNK, C. Subarctic microalgal strains treat wastewater and produce biomass at low temperature and short photoperiod, *Algal Res.* 35, 160–167, 2018.

FORD, D.L.; CHURCHWELL, R.L.; KACHTICK, J.W. Comprehensive analysis of nitrification of chemical-processing wastewaters. *Journal Water Pollution Control Federation*, v. 52, n. 11, p. 2726-2746, 1980.

GAO, F.; LI, C.; YANG, Z. H.; ZENG, G. M.; FENG, L. J.; LIU, J.; LIU, M.; CAI, H. Continuous microalgae cultivation in aquaculture wastewater by a membrane photobioreactor for biomass production and nutrients removal. *Ecological Engineering*, v. 92, p. 55-61, 2016.

GARCÍA, D.; ALCÁNTARA, C.; BLANCO, S.; PÉREZ, R.; BOLADO, S.; MUÑOZ, R. Enhanced carbon, nitrogen and phosphorus removal from domestic wastewater in a novel anoxic-aerobic photobioreactor coupled with biogas upgrading. *Chemical Engineering Journal*, v. 313, p. 424–434, 2017.

GARRIDO, J.M.; VAN BENTHUM, W.A.; VAN LOOSDRECHT, M.C.; HEIJNEN, J.J. Influence of dissolved oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 53, n. 2, p. 168-178, 1997.

GIKAS, P.; RANIERI, E.; SOUGIOULTZIS, D.; FARAZAKI, M.; TCHOBANOGLOUS, G. Alternative collection systems for decentralized wastewater management: An overview and case study of the vacuum collection system in Eretria town, Greece. *Water Practice and Technology*, v. 12, n. 3, p. 604-618, 2017.

GONÇALVES, A.L.; PIRES, J.C.M.; SIMÕES, M. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment, *Algal Res.* 24 p. 403–415, 2017.

GONZALEZ-CAMEJO, J., BARAT, R., RUANO, M.V., SECO, A., FERRER, J. Outdoor flat-panel membrane photobioreactor to treat the effluent of an anaerobic membrane bioreactor. Influence of operating, design and environmental conditions. *Water Sci. Technol.* 78 (1), p195–206, 2018.

GONZÁLEZ-CAMEJO, J., VIRUELA, A., RUANO, M.V., BARAT, R., SECO, A., FERRER, J. Effect of light intensity, light duration and photoperiods in the performance of an outdoor photobioreactor for urban wastewater treatment. *Algal Res.* 40, 101511, 2019.

GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Effect of ambient temperature variations on an indigenous microalgae-nitrifying bacteria culture dominated by *Chlorella*. *Bioresource Technology*, v. 290, n. July, p. 121788, 2019.

GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Nitrite inhibition of microalgae induced by the competition between microalgae and nitrifying bacteria. *Water Research*, v. 172, 2020.

GUERRERO, M.A., JONES, R.D. Dark recovery of marine nitrifying bacteria after monochromatic or polychromatic irradiation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 141, 193e198, 1996.

GUO, J.; ZHANG, L.; CHEN, W.; MA, F.; LIU, H.; TIAN, Y. The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. *Bioresource Technology*, v. 133, p. 59-67, 2013.

GUPTA, S.; PAWAR, S.B.; PANDEY, R.A. Current practices and challenges in using microalgae for treatment of nutrient rich wastewater from agro-based industries. *Sci. Total Environ.* 687, 1107–1126, 2019.

HAGOPIAN, D. S. & RILEY, J. G. A Closer Look at the Bacteriology of Nitrification, *Aquacultural Engineering*, 18, p.223-244, 1998.

HALFHIDE, Trina et al. Growth of an indigenous algal consortium on anaerobically digested municipal sludge centrate: photobioreactor performance and modeling. *BioEnergy Research*, v. 8, n. 1, p. 249-258, 2015.

HELMER, C. & KNUST, S. Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. *Water Science and Technology*, v. 37, n. 4-5, p. 183-187, 1998.

HENDERSON, R.; PARSONS, S. A.; JEFFERSON, B. The impact of algal properties and pre-oxidation on solid–liquid separation of algae. *Water Research*, v. 42, n. 8–9, p. 1827–1845, 2008.

HENZE, M.; COMEAU, Y. “Wastewater characterization,” in *Biological Wastewater Treatment. Principles, Modeling and Design*, eds M. Henze, M. C. M. Van Loosdrecht, G. A. Ekama, and D. Brdjanovic (London: IWA publishing), 33, 2008.

HENZE, M.; HARREMOES, M.; COUR JANSEN, P.; ARVIN, E. Wastewater treatment: biological and chemical processes. Alemanha: Springer, 1997.

HIDAKA, T.; YAMADA, H.; KAWAMURA, M.; TSUNO, H. Effect of dissolved oxygen conditions on nitrogen removal in continuously fed intermittent-aeration process with two tanks. *Water Science and Technology*, v. 45, n. 12, p. 181-188, 2002.

HIDAKA, T., INOUE, K., SUZUKI, Y., TSUMORI, J. Growth and anaerobic digestion characteristics of microalgae cultivated using various types of sewage. *Bioresour. Technol.* 170, 83-39, 2014.

HII, Y.S.; SOO, C.L.; CHUAH, T.S. et al. Interactive effect of ammonia and nitrate in the nitrogen uptake by *Nannochloropsis* sp. *J Sustain Sci Manag.* 6, p60–68, 2011.

HOOVER, A.B., TERRY, K.R. Specific inhibitors of ammonia oxidation in *Nitrosomonas*. *J. Bacteriol.* 115 (2), p480-485, 1973.

HOOVER, A.B., TERRY, K.R. Photoinactivation of ammonia oxidation in *Nitrosomonas*. *J. Bacteriol.* 119 (3), p899-906, 1974.

HU, Q., GUTERMAN, H.; RICHMOND, A. A flat inclined modular photobioreactor (FIMP) for outdoor mass cultivation of photoautotrophs. *Biotechnol. Bioeng.* 51: 51–60, 1996.

HU, Q.; FAIMAN, D.; RICHMOND, A. Optimal tilt angles of enclosed reactors for growing photoautotrophic microorganisms outdoors. *J. Ferment. Bioeng.* 85: 230–236, 1998.

HUANG, J.; HANKAME, B.; YARNOLD, J. Design scenarios of outdoor arrayed cylindrical photobioreactors for microalgae cultivation considering solar radiation and temperature. *Algal Res.* 41, 101515, 2019.

HUANG, Q.; JIANG, F.; WANG, L.; YANG, C. Design of photobioreactors for mass cultivation of photosynthetic organisms. *Engineering* 3, 318–329, 2017.

HYMAN, M.R., ARP, D.J. $^{14}\text{C}_2\text{H}_2$ - and $^{14}\text{CO}_2$ -labeling studies of the de novo synthesis of polypeptides by *Nitrosomonas europaea* during recovery from acetylene and light inactivation of ammonia monooxygenase. *J. Biol. Chem.* 267 (3), 1534-1545, 1992

IASIMONE, F.; PANICO, A.; DE FELICE, V.; FANTASMA, F.; IORIZZI, M.; PIROZZI, F. Effect of light intensity and nutrients supply on microalgae cultivated in urban wastewater: biomass production, lipids accumulation and settleability characteristics, *J. Environ. Manag.* 223, p. 1078–1085, 2018.

IBGE, I. B. DE G. E E. Estimativas da População Residente Com Data de Referência em 1º de Julho de 2020. *Ibge*, n. 3, p. 36, 2020.

IPPOLITI, D.; GÓMEZ, C.; MORALES-AMARAL, M.M.; PISTOCCHI, R.; FERNÁNDEZ-SEVILLA, J.M.; ACIÉN, F.G. Modeling of photosynthesis and respiration rate for *Isochrysis galbana* (T-Iso) and its influence on the production of this strain. *Bioresour. Technol.* 203, 71–79, 2016.

JEBALI, A.; ACIÉN, F.G.; RODRIGUEZ BARRADAS, E.; OLGUÍN, E.J.; SAYADI, S.; MOLINA GRIMA, E. Pilot-scale outdoor production of *Scenedesmus* sp. in raceways using flue gases and centrate from anaerobic digestion as the sole culture medium, *Bioresour. Technol.* 262, 1–8, 2018.

JETTEN, M. S. M.; STROUS, M.; SCHALK, J. The Anaerobic Oxidation of Ammonium, *FEMS Microbiology Reviews*, 22, p.421-437, 1998.

JIMÉNEZ, E. Mathematical modelling of the two-stage nitrification process. Developement of modelling calibration methodologies for a SHARON reactor and activated sludge process (Modelación matemática del proceso nitrificación en dos etapas. Desarrollo de metodologías de calibración del modelo para un reactor SHARON y un proceso de fangos activados). Tese de Doutorado. PhD Thesis, Polytechnic University of Valencia, Spain. 2010.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 3a edição. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KADLEC RH, KNIGHT RL. Treatment wetlands. Boca Raton, Florida: CRC Press; 893 pp, 1996.

KANG, D., KIM, K. T., HEO, T.-Y., KWON, G., LIM, C., & PARK, J. Inhibition of Photosynthetic Activity in Wastewater-Borne Microalgal–Bacterial Consortia under Various Light Conditions. *Sustainability*, 11(10), p. 2951, 2019.

KAPLAN, D., WILHELM, R., ABELIOVICH, A. Interdependent environmental factors controlling nitrification in waters. *Water Sci. Technol.* 42 (1e2), 167e172, 2000.

KARAM, L. M.; SOCCOL, C. R. Efeito da temperatura e pH no cultivo de *Spirulina* major. *Arq. Ciênc. Vet. Zool. Unipar, Umuarama*, v. 10, n. 1, p. 5-7, 2007

KARYA, N.G.A.I.; VAN DER STEEN, N.P.; LENS, P.N.L. Photo-oxygenation to support nitrification in an algal-bacterial consortium treating artificial wastewater. *Bioresour. Technol.* 134, 244–250, 2013.

KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK, A.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater—a review. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 10, p. 3299-3310, 2010.

KIM, D.J.; LEE, D.I.; KELLER, J. Effect of temperature and free ammonia on nitrification and nitrite accumulation in landfill leachate and analysis of its nitrifying bacterial community by FISH. *Bioresource Technology*, v. 97, n. 3, p. 459-468, 2006.

KIM, M.H. & YOO, C.K. A Systematic process optimization method for advanced environmental process. In: 2008 International Conference on Control, Automation and Systems, v. 1-4, p. 2254-2259, 2008.

KLIPHUIS, A. M. J.; DE WINTER, L.; VEJRAZKA, C.; MARTENS, D. E.; JANSSEN, M.; WIJFFELS, R. H. Photosynthetic efficiency of *Chlorella sorokiniana* in a turbulently mixed short light-path photobioreactor. *Biotechnology Progress*, v. 26, n. 3, pp. 687–696, 2010.

KRUSTOK, I.; ODLARE, M.; TRUU, J.; NEHRENHEIM, E. Inhibition of nitrification in municipal wastewater-treating photobioreactors: effect on algal growth and nutrient uptake. *Bioresour. Technol.* 202, 238–243, 2016.

KUMAR, M. S., MIAO, Z. H., AND WYATT, S. K. Influence of nutrient loads, feeding frequency and inoculum source on growth of *Chlorella vulgaris* in digested piggery effluent culture medium. *Bioresour. Technol.* 101, 6012–6018, 2010.

KWON, G. et al. Co-culture of microalgae and enriched nitrifying bacteria for energy-efficient nitrification. *Biochemical Engineering Journal*, v. 152, p. 107385, dez. 2019.

LALIBERTÉ, G.; LESSARD, P.; DE LA NOÛE, J.; SYLVESTRE, S. Effect of phosphorus addition on nutrient removal from wastewater with the cyanobacterium *Phormidium bohneri*. *Bioresource Technol.* 59, p227–233, 1997.

LAM, M.; LEE, K.-T.; KHOO, C.G.; UEMURA, Y.; LIM, J.-W. Growth kinetic study of *Chlorella vulgaris* using lab-scale and pilot-scale photobioreactor: Effect of CO₂ concentration, *J. Eng. Sci. Technol.* 11, p93–107, 2016.

LARDON, L.; HÉLIAS, A.; SIALVE, B.; STEYER, J.P. & BERNARD, O. Life-cycle assessment of Biodiesel production from microalgae. *Environ. Sci. Technol.* 43: 6475–6481, 2009.

LARSEN, T. A.; HOFFMANN, S.; LÜTHI, C.; TRUFFER, B.; MAURER, M. Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. *Science*, v. 352, n. 6288, p. 928-933, 2016.

LEE, J. S; LEE, J. P. Review of advances in biological CO₂ mitigation technology. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, v. 8, n.6, p. 354-359, 2003.

LEHMUSKERO, A.; CHAUTON, M.S.; BOSTRÖM, T. Light and photosynthetic microalgae: a review of cellular- and molecular-scale optical processes, *Prog. Oceanogr.* 168, 43–56, 2018.

LETTINGA, G.; DE MAN, A.; VAN DER LAST, A. R. M.; WIEGANT, W.; VAN KNIPPERBERG, K.; FRIJNS, J.; VAN BUUREN, J. C. L. Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. *Water Science and Technology*, v. 27, n. 9, p. 67-73, 1993.

LETTINGA, G. Anaerobic digestion and wastewater treatment systems. *Antonie van Leeuwenhoek*, v. 67, n. 1964, p. 3–28, 1995.

LI, Q. Optimization of the Growth Environment of *Botryococcus braunii* Strain CHN 357, 2006.

LI, Y.; CHEN, Y.F.; CHEN, P.; MIN, M.; ZHOU, W.G.; MARTINEZ, B.; ZHU, J.; RUAN, R. Characterization of a microalga *Chlorella* sp well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. *Bioresour. Technol.* 102 (8), 5138–5144, 2011.

LI, Y.; WANG, Y.; GAO, Y.; ZHAO, H.; ZHOU, W. Seawater toilet flushing sewage treatment and nutrients recovery by marine bacterial-algal mutualistic system. *Chemosphere*. v. 195, p. 70-79. 2018.

LIAO, Q.; SUN, Y.; HUANG, Y.; XIA, A.; FU, Q.; ZHU, X. Simultaneous enhancement of *Chlorella vulgaris* growth and lipid accumulation through the synergy effect between light and nitrate in a planar waveguide flat-plate photobioreactor, *Bioresour. Technol.* 243, 28–538, 2017.

LIBRALATO, L.; GHIRARNIDI, A. V.; AVEZZU, F. To centralize or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management*, v. 94, n. 1, p. 61–68, 2012.

LIENERT, J.; BÜRKI, T.; ESCHER, B.I. Reducing micropollutants with source control: Substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine, *Water Science and Technology*, 56, p. 87-96, 2007.

LING, Y.; SUN, L.P.; WANG, S.Y.; LIN, C.S.K.; SUN, Z.; ZHOU, Z.G. Cultivation of oleaginous microalga *Scenedesmus obliquus* coupled with wastewater treatment for enhanced biomass and lipid production. *Biochem. Eng. J.* 148, 162–169, 2019.

MACDONALD, G. K.; BENNETT, E. M.; POTTER, P. A.; RAMANKUTTY, N. Agronomic phosphorus imbalances across the world's croplands. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 108, n. 7, p. 3086-3091, 2011.

MAHALE, V. E.; CHAUGULE, B. B. Optimization of freshwater green alga *Scenedesmus incrassatulus* for biomass production and augmentation of fatty acids under abiotic stress conditions, *Phykos*, 43(1), p22–31, 2013.

MARTÍNEZ, C.; MAIRET, F.; BERNARD, O. Theory of turbid microalgae cultures, *J. Theor. Biol.* 456, 190–200, 2018.

MEHAN, L.; VERMA, R.; KUMAR, R.; SRIVASTAVA, A. Illumination wavelengths effect on *Arthrospira platensis* production and its process applications in River Yamuna water treatment, *Journal of Water Process Engineering* 23, 91–96, 2018.

MERBT, S.N., STAHL, D.A., CASAMAYOR, E.O., MARTÍ, E., NICOL, G.W., PROSSER, J.I. Differential photoinhibition of bacterial and archaeal ammonia oxidation. *FEMS Microbiol. Lett.* 327 (1), 41-46, 2012.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*, 3^a ed., McGraw-Hill, 1334p., 1991.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MEZZARI, M. P., DA SILVA, M. L. B., NICOLOSO, R. S., IBELLI, A. M. G., BORTOLI, M., VIANCELLI, A., et al. Assessment of N₂O emission from a photobioreactor treating ammonia-rich swine wastewater digestate. *Bioresour. Technol.* 149, 327–332, 2013.

MIHELIC, J. R.; FRY, L. M.; SHAW, R. Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces. *Chemosphere*, [s. l.], v. 84, n. 6, 2011

MIN, M.; WANG, L. ; LI, Y.; MOHR, M.J.; HU, B. ; ZHOU, W. ; CHEN, P.; RUAN, R. Cultivating *Chlorella* sp. in a Pilot-Scale Photobioreactor Using Centrate Wastewater for Microalgae Biomass Production and Wastewater Nutrient Removal, *Appl. Biochem. Biotechnol.* 2011 1651. 165, p. 123–137, 2011.

MULDER, A. The quest for sustainable nitrogen removal technologies. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 1, p. 67-75, 2003.

MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water research*, v. 40, n. 15, p. 2799-2815, 2006.

MUÑOZ, C.; ROJAS, D.; CANDIA, O.; AZOCAR, L.; BORNHARDT, C.; ANTILEO, C. Supervisory control system to enhance partial nitrification in an activated sludge reactor. *Chemical Engineering Journal*, v. 145, n. 3, p. 453-460, 2009.

MUNZ, G., LUBELLO, C., OLESZKIEWICZ, J.A. Factors affecting the growth rates of ammonium and nitrite oxidizing bacteria. *Chemosphere* 83 (5), 720-725, 2011.

NAPHI, I. A framework for the decentralised management of wastewater in Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 29, n. 15-18, p. 1265–1273, 2004.

NELSON D & CONWAY HL. Effects of the light regime on nutrient assimilation by phytoplankton in the Baja California and northwest Africa upwelling systems. *J Mar Res* 37: 301–318, 1979.

NOCKO, L.M. Remoção de carbono e nitrogênio em reator de leito móvel submetido à aeração intermitente. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

NWOBA, E.G.; PARLEVLIET, D.A.; LAIRD, D.W.; ALAMEH, K.; MOHEIMANI, N.R. Light management technologies for increasing algal photobioreactor efficiency. *Algal Res.* 39, 101433, 2019.

OJAMAE, K. Growth physiology and photosynthetic performance of green microalgae massculture grown in a thin-layer cascade. University of Tartu, Faculty of Science and Technology, Institute of Ecology and Earth Sciences, Department of Botany, 2011.

OSWALD, W. J. Micro-algae and wastewater treatment. M. B. L. Borowitzka (Ed.), *Micro-algal Biotechnology*, Cambridge University Press, Cambridge, 1988.

OTONDO, A.; KOKABIAN, B.; STUART-DAHL, S.; GUDE, V.G. Energetic evaluation of wastewater treatment using microalgae *Chlorella vulgaris*, *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6 (2), 3213–3222, 2018.

PALMER, C. Mervin. A composite rating of algae tolerating organic pollution 2. *Journal of Phycology*, v. 5, n. 1, p. 78-82, 1969.

PHILIPS, A.M.L. Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal De Santa Catarina. Florianópolis, 2008.

POCHANA, K. & KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science and Technology*, v. 39, n. 6, p. 61-68, 1999.

POSTEN, C. Design principles of photo-bioreactors for cultivation of microalgae. *Eng. Life Sci.* 9: 165–177, 2009

POWELL, N., SHILTON, A., PRATT, S., & CHISTI, Y. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in full-scale waste stabilisation ponds. *Water Science and Technology*, 63(4), p. 704–709, 2011.

RAEISOSSADATI, M.; MOHEIMANI, N.R.; PARLEVLIET D. Luminescent solar concentrator panels for increasing the efficiency of mass microalgal production, *Renew. Sust. Energ. Rev.* 101, 47–59, 2019.

RAMANNA, L.; RAWAT, I.; BUX, F. Light enhancement strategies improve microalgal biomass productivity, *Renew. Sust. Energ. Rev.* 80, 765–773, 2017.

RANDALL, C.; BARNARD, J.; STENSEL, H. D.; DUFRESNE, L. Nutrient control design manual. United States Environmental Protection Agency- USEPA. Scientific, Technical, Research, Engineering and Modeling Support (STREAMS). Task Order 68. Cincinnati: EPA, 347 p, 2010.

RAZZAK, S. A.; HOSSAIN, M. M.; LUCKY, R. A.; BASSI, A. S.; LASA, H. Integrated CO₂ capture, wastewater treatment and biofuel production by microalgae culturing—a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 27, p. 622–653, 2013.

RICE, E.W. et al. (Eds.) Standard methods for the examination of water and waste water. 22 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. 2012.

RISGAARD-PETERSEN, N.; NICOLAISEN, MH.; REVSBECH NP. Competition between ammonia oxidising bacteria and benthic microalgae. *Appl Environ Microb.* 70:5528–5537, 2004.

RUIZ, G.; JEISON, D.; CHAMY, R. Nitrification with high nitrite accumulation for the treatment of wastewater with high ammonia concentration. *Water Research*, v. 37, n. 6, p. 1371–1377, 2003.

RUSTEN, B., LARS., J. J. & ODEGAARD, H. Nitrification of Municipal Wastewater in Cold Climate Using Moving Bed Reactors; *Water Environment Research*, 67 (1), p.75-86, 1995.

SABRY, T. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing Upflow Septic Tank/Baffled Reactor (USBR) in developing countries. *Journal of Hazardous Materials*, v. 174, n. 1-3, p. 500–505, 2010.

SCHMIDT, E. L. & BELSER, L. W. Methods of Soil Analysis – Chemical and Microbiological Properties, n. 9, 2 ed., p.1011-1026, 1984.

SEDLAK, R. Phosphorus and Nitrogen Removal From Municipal Wastewater: Principles and Practice, 2 ed., Lewis Publishers, Estados Unidos, 1991.

SERRA-MAIA, R.; BERNARD, O., Gonçalves, A., Bensalem, S., Lopes, F. Influence of temperature on *Chlorella vulgaris* growth and mortality rates in a photobioreactor. *Algal Res.* 18, 352–359, 2016.

SFORZA, E., RAMOS-TERCERO, E.A., GRIS, B., BETTIN, F., MILANI, A., BERTUCCO, A., Integration of *Chlorella protothecoides* production in wastewater treatment plant: from lab measurements to process design. *Algal Res.* 6, 223–233, 2014.

SHOENER, B.D., SCHRAMM, S.M., BÉLINE, F., BERNARD, O., MARTÍNEZ, C., PLÓSZ, B.G., SNOWLING, S., STEYER, J.P., VALVERDE-PÉREZ, B., WÁGNER, D., GUEST, J.S. Microalgae and cyanobacteria modeling in water resource recovery facilities: a critical review. *Water Res.* X 2, 100024, 2019.

SIJBESMA, W. F. H. et al. Uncoupling effect of nitrite during denitrification by *Pseudomonas fluorescens*: An in vivo P-NMR study. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 52, n. 1, p. 176–182, 1996.

SILVA, J. A.; SARTI, A.; MAINTINGUER, S. I.; KAISER, I. M.; SILVA, G. H. R. Performance of an anaerobic baffled reactor with an aerobic chamber treating low-strength wastewater. *Desalination and Water Treatment*, v. 100, p. 1-10, 2017.

SILVA, G.H.R.; SUIETT, A. P. E.; HAIMES, S.; TRIPADAKI, A.; VAN ZWIETEN, R.; FERNANDES, T. V. Feasibility of closing nutrient cycles from black water by microalgae-based technology. *Algal Research-Biomass Biofuels and Bioproducts*, v. 44, p. 101715, 2019..

SIPLER, R. E.; BRONK, D. A. “Dynamics of dissolved organic nitrogen,” in *Biochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*, eds D. A. Hansell and C. A. Carlson (Oxford: Elsevier), 2015.

SLOMPO, N.D.M.; QUARTAROLI, L.; FERNANDES, T. V.; SILVA, G.H.R.; DANIEL, L. A. Nutrient and pathogen removal from anaerobically treated black water by microalgae. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT*, v. 268, p. 110693, 2020.

STURM, Belinda SM; LAMER, Stacey L. An energy evaluation of coupling nutrient removal from wastewater with algal biomass production. *Applied energy*, v. 88, n. 10, p. 3499-3506, 2011.

SU, Yanyan; MENNERICH, Artur; URBAN, Brigitte. A comparison of feasible methods for microalgal biomass determinations during tertiary wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 94, p. 532-536, 2016.

SUEITT, A. P. E.; REAL, R. A.; LUCHETA, A. R.; SILVA, G. H. R.; FERNANDES, T. V.; KURAMAE, E. E. Pathogen indicators removal throughout NIOO's decentralized sanitation system. In: 1st IWA Conference on Algal Technologies for Wastewater Treatment and Resource Recovery, 2017, Delft. Proceedings of the 1st IWA Conference on Algal Technologies for Wastewater Treatment and Resource Recovery, 2017.

SURAMPALLI, R.Y.; TYAGI, R.D.; SCHEIBLE, O.K.; HEIDMAN, J.A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. *Bioresource Technology*, v. 61, n. 2, p. 151-157, 1997.

TAN, F.; WANG, Z.; ZHOUYANG, S.; LI, H.; XIE, Y.; WANG, Y.; LI, Q. Nitrogen and phosphorus removal coupled with carbohydrate production by five microalgae cultures cultivated in biogas slurry. *Bioresource Technology*, v. 221, p. 385–393, 2016.

TAKABE, Y. et al. *Bioresource Technology* Effects of hydraulic retention time on cultivation of indigenous microalgae as a renewable energy source using secondary effluent. *Bioresour. Technol*, v. 207, p. 399-408, 2016.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.; STENSEL, D. in *Metcalf and Eddy: Wastewater Engineering Treatment and Reuse (Fourth Edition)*, 1991.

THOMAS, P.K., DUNN, G.P., GOOD, A.R., CALLAHAN, M.P., COATS, E.R., NEWBY, D.T., FERIS, K.P., A natural algal polyculture outperforms an assembled polyculture in wastewater-based open pond biofuel production. *Algal Res.* 40, 101488, 2019.

TIEDJE, J. *Methods of Soil Analysis – Chemical and Microbiological Properties*, n. 9, 2 ed., p.1011-1026, 1984.

TREDICI, M.R.& ZITTELLI, G.C. Efficiency of sunlight utilization: tubular versus flat photobioreactors. *Biotechnol. Bioeng.* 57: 187–197, 1998.

TREDICI, M.R. Mass production of microalgae: photo-bioreactors. In: *Handbook of Microalgal Cultures, Biotechnology and Applied Phycology* (ed. A. Richmond), pp. 178– 214, 2004.

TREDICI, M.R. & RODOLFI, L. Reactor for industrial culture of photosynthetic microorganisms. PCT Patent WO2004/074423 (2 September 2004), 2004.

TREDICI, M.R. Photobiology of microalgae mass cultures: understanding the tools for the next green revolution. *Biofuels* 1: 143–162, 2010.

TREDICI, M.R.; ZITTELLI, G.C. & RODOLFI, L. Photo-bioreactors. In: *Encyclopedia of Industrial Biotechnology: Bioprocess, Bioseparation, and Cell Technology*. Vol 6 (eds M.C. Flickinger & S. Anderson), pp. 3821–3838. John Wiley & Sons, Hoboken, 2010.

TRIPATHI, Ritu; SINGH, Jyoti; THAKUR, Indu Shekhar. Characterization of microalga *Scenedesmus* sp. ISTGA1 for potential CO₂ sequestration and biodiesel production. *Renewable Energy*, v. 74, p. 774-781, 2015.

TUANTET, K., JANSSEN, M., TEMMINK, H., ZEEMAN, G., WIJFFELS, R., BUISMAN, C. N. Microalgae growth on concentrated human urine. *J. Appl. Phycol.* 26, 287–297, 2013.

UGGETTI, E.; SIALVE, B.; LATRILLE, E.; STEYER, J. Anaerobic digestate as substrate for microalgae culture: the role of ammonium concentration on the microalgae productivity. *Bioresource Technology*, n. 152, p. 437–443, 2014.

URBAIN, V.; MOBARRY, B.; SILVA, V.; STAHL, D. A.; RITTMANN, B. E. & MANEM, J. Integration of Performance, Molecular Biology and Modeling to Describe the Activated Sludge Process, *Water Science and Technology*, 37 (3), p223-229, 1998.

VAN DEN HENDE, S.; BEELEN, V.; BORE, G.; BOON, N.; VERVAEREN, H. Up-scaling aquaculture wastewater treatment by microalgal bacterial flocs: From lab reactors to an outdoor raceway pond, *Bioresour. Technol.* 159, p342–354, 2014.

VAN HAANDEL, Adrianus C.; LETTINGA, Gatzel. *Anaerobic sewage treatment*. John Wiley & sons, London, England, 1994.

VAN VOORTHUIZEN, E.; ZWIJNENBURG, A.; VAN DER MEER, W.; TEMMINK, H. Biological black water treatment combined with membrane separation. *Water Research*, [s. l.], v. 42, n. 16, 2008.

VERSTRAETE, Willy; VAN DE CAVEYE, Pieter; DIAMANTIS, Vasileios. Maximum use of resources present in domestic “used water”. *Bioresource technology*, v. 100, n. 23, p. 5537-5545, 2009.

VON SPERLING, Marcos. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, v.01. Minas Gerais: ABES, 1996.

VON SPERLING, M.; ANDRADE NETO, C. O.; VOLSCHAN JUNIOR, I.; FLORÊNCIO, L. Impacto dos nutrientes do esgoto lançado em corpos d'água. In: MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (Coord). *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico–PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, pp. 26-51, 2009.

VERGARA, C. et al. Influence of light intensity on bacterial nitrifying activity in algal-bacterial photobioreactors and its implications for microalgae-based wastewater treatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 114, p. 116–121, out. 2016.

WANG, B., LI, Y., WU, N., LAN, C. CO₂ bio-mitigation using microalgae. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 79 (5), 707e718, 2008.

WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Biological and chemical systems for nutrient removal. Alexandria, VA, pp. 69–73, 1998.

WITHERS, P. J.; RODRIGUES, M.; SOLTANGHEISI, A.; CARVALHO, T. S.; GUILHERME, L. R.; BENITES, V. D. M.; GATIBONI, L. C.; SOUZA, D. M. G.; NUNES, R. N.; ROSELEM, C. A.; ANDREOTE, F. D.; OLIVEIRA JUNIOR, A.; COUTINHO, E. L. M.; PAVINATO, P. S. Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. *Scientific reports*, v. 8, n. 1, p. 2537, 2018.

WILDE, E. W.; BENEMANN, J. R. Bioremoval of heavy metals by the use of microalgae. *Biotechnology Advances*, v. 11, n. 4, p. 781-812, 1993.

WILDERER, P.A.; SCHREFF, D. Decentralized and centralized wastewater management: a challenge for technology developers. *Water Science and Technology*, v. 41, n. 1, p. 1–8, 2000.

WILT, A.; BUTKOVSKYI, A.; TUANTET, K.; LEAL, L. H.; FERNANDES, T. V.; LANGENHOFF, A.; ZEEMAN, G. Micropollutant removal in an algal treatment system fed with source separated wastewater streams. *Journal of hazardous materials*, v. 304, p. 84-92, 2016.

XIN, L., HONG-YING, H., KE, G., YING-XUE, S. Effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the growth, nutrient uptake, and lipid accumulation of a freshwater microalga *Scenedesmus* sp. *Bioresour. Technol.* 101, p. 5494–5500, 2010

XU, J.; ZHAO, Y.; ZHAO, G.; ZHANG, H. Nutrient removal and biogas upgrading by integrating freshwater algae cultivation with piggy anaerobic digestate liquid treatment. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 99, n. 15, p. 6493–6501, 2015

XU, K.; ZOU, X.; WEN, H.; XUE, Y.; QU, Y.; LI, Y. Effects of multi-temperature regimes on cultivation of microalgae in municipal wastewater to simultaneously remove nutrients and produce biomass, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 10319, 103, p. 8255–8265, 2019.

YANG, S. et al. Utilization of Nitrite as a Nitrogen Source by *Botryococcus Braunii*. *Biotechnology Letters*, v. 26, n. 3, p. 239–243, fev. 2004.

YANG, Y.; GAO, K. Effects of CO₂ concentrations on the freshwater microalgae, *Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus obliquus* (Chlorophyta), *J. Appl. Phycol.*, 155, 15, p379-389, 2003.

YOO, H.; AHN, K.H.; LEE, H.J.; LEE, K.H.; KWAK, Y.J., SONG, K.G. 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.

ZEEMAN, G.; KUJAWA, K.; DE MES, T.; HERNANDEZ, L.; DE GRAAFF, M.; ABU-GHUNMI, L.; MELS, A.; MEULMAN, B.; TEMMINK, H.; BUISMAN, C.; VAN LIER, J.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment as a core technology for energy, nutrients and water recovery from source-separated domestic waste (water). *Water Science and Technology*, v. 57, n.8, p. 1207-1212, 2008.

ZHU, L. D.; WANG, Z. M.; SHU, Q.; TAKALA, J.; HILTUNEN, E.; FENG, P. Z.; YUAN, Z. H. Nutrient removal and biodiesel production by integration of freshwater algae cultivation with piggery wastewater treatment. *Water Research*, v. 47, p. 4294–4302, 2013.

ZIELINSKA, M.; BERNAT, K.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; SOBOLEWSKA, J.; WOJNOWSKA-BARYLA, I. Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations. *Journal of Environmental Sciences (China)*, v. 24, n. 6, p. 990-998, 2012.

ZITTELLI, G.; BIONDI, N.; RODOLFI, L.; TREDICI, M. R. Photobioreactors for mass production of microalgae. In: Richmond, A., Hu, Q. (Eds.), *Handbook of Microalgal Culture: Applied Phycology and Biotechnology*, Second ed. Wiley-Blackwell, Chichester, UK, p. 225–266, 2013.

APÊNDICES

APÊNDICE A – CONDIÇÕES DO TEMPO

Tabela A.1 – Temperatura média diária.

Tméd	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Batelada 1	21,4	24,7	25,6	25,9	26,1	24,8	25,2
Batelada 2	26,1	24,7	21,5	24,8	25,6	26,3	26,1
Batelada 3	21,8	19,0	17,4	19,1	19,2	19,7	20,6
Batelada 4	18,6	19,5	21,5	21,8	17,1	15,7	15,5
Batelada 5	18,1	20,9	22,4	24,6	23,7	19,4	18,2
Batelada 6	16,9	16,0	16,4	17,7	19,5	16,0	17,8
Batelada 7	26,4	26,2	22,3	22,1	21,6	22,0	25,7
Batelada 8	26,8	25,5	25,6	22,0	25,2	27,2	23,7
Batelada 9	23,1	25,0	24,6	24,0	24,8	24,4	23,1
Batelada 10	19,9	20,6	21,8	24,0	26,6	27,6	23,9
Batelada 11	23,2	23,0	23,7	23,0	23,3	22,3	24,5
Batelada 12	23,0	23,4	24,6	26,6	23,8	22,8	23,4
Batelada 13	26,3	25,9	25,2	22,4	21,1	20,0	22,8

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** Fonte: autor.

Tabela A.2 – Temperatura máxima diária.

Tmáx	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Batelada 1	31,3	31,0	32,1	33,4	33,2	32,7	32,3
Batelada 2	32,2	32,2	25,7	30,7	32,6	32,4	32,7
Batelada 3	29,7	27,6	24,3	26,2	27,5	28,2	28,3
Batelada 4	27,7	27,5	29,8	30,6	19,0	23,0	22,3
Batelada 5	24,4	28,4	30,3	31,2	31,7	26,5	23,7
Batelada 6	24,0	23,0	23,4	24,7	26,5	23,0	24,9
Batelada 7	33,2	33,7	25,9	28,4	30,0	31,2	35,1
Batelada 8	36,0	33,4	34,7	27,9	31,8	33,7	32,3
Batelada 9	29,2	33,2	33,3	31,8	32,6	33,3	32,2
Batelada 10	26,1	27,6	30,0	31,9	33,8	35,3	31,6
Batelada 11	27,2	27,2	29,4	30,1	30,0	30,2	32,2
Batelada 12	28,5	29,9	30,7	33,7	34,5	28,2	30,3
Batelada 13	32,4	32,7	31,9	29,5	24,5	24,0	27,6

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** Fonte: autor.

Tabela A.3 – Temperatura mínima diária.

Tmín	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Batelada 1	16,2	19,6	19,4	20,0	20,0	19,1	20,2
Batelada 2	21,2	20,5	19,3	20,2	21,7	21,7	20,8
Batelada 3	16,0	13,4	12,4	14,7	14,3	14,2	14,5
Batelada 4	12,8	13,8	17,0	16,6	15,8	7,5	11,3
Batelada 5	13,6	16,5	17,1	18,7	18,5	15,8	13,4
Batelada 6	12,1	11,2	11,5	12,8	14,7	11,2	13,0
Batelada 7	20,0	19,3	20,8	18,1	14,5	12,8	18,3
Batelada 8	19,3	18,7	19,7	20,3	19,1	22,1	19,5
Batelada 9	20,5	18,8	18,8	17,7	18,3	19,3	17,6
Batelada 10	15,6	14,1	15,0	16,9	20,8	23,2	21,4
Batelada 11	20,6	21,6	22,2	20,2	17,8	15,6	18,6
Batelada 12	19,6	20,0	19,9	22,2	19,7	19,7	19,6
Batelada 13	20,8	21,5	20,9	19,4	18,6	18,7	21,0

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** Fonte: autor.

Tabela A.4 – Intensidade luminosa média diária PAR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

Luz.Méd.	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Batelada 1	467,33	578,61	475,40	582,02	584,79	488,94	596,58
Batelada 2	479,71	470,49	206,21	539,48	522,37	543,78	572,55
Batelada 3	366,44	302,84	460,49	383,05	371,39	381,37	450,62
Batelada 4	411,52	445,23	382,73	361,45	105,77	183,39	423,41
Batelada 5	403,45	380,62	357,80	349,35	345,19	290,98	237,60
Batelada 6	394,10	405,11	367,44	289,11	289,39	313,92	307,94
Batelada 7	509,96	335,55	177,24	371,32	627,77	654,25	671,03
Batelada 8	613,04	590,47	450,68	315,83	636,54	480,43	317,72
Batelada 9	382,69	554,48	550,67	616,22	591,56	434,71	553,90
Batelada 10	411,83	602,58	663,91	645,01	593,29	430,41	273,85
Batelada 11	238,18	221,33	252,40	313,98	476,95	601,71	594,47
Batelada 12	477,63	413,33	462,25	585,28	340,49	431,06	414,49
Batelada 13	473,80	444,44	421,76	279,12	132,49	151,26	328,70

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** Luz: Intensidade luminosa em termos de fluxo luminoso PAR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

*** Fonte: autor.

Tabela A.5 – Intensidade luminosa máxima diária PAR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

Luz.Máx.	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7
Batelada 1	1192,61	1133,42	1234,02	1179,68	1085,95	1142,51	1171,20
Batelada 2	1137,87	1179,48	826,58	1132,61	1192,20	1044,14	1055,25
Batelada 3	912,03	766,19	995,66	817,29	800,12	978,29	969,20
Batelada 4	901,73	824,97	821,94	791,23	298,76	679,12	859,71
Batelada 5	882,74	936,07	759,12	798,51	759,12	711,65	825,78
Batelada 6	732,86	779,11	751,44	904,96	738,92	740,94	733,66
Batelada 7	1345,12	1217,25	1146,35	1203,31	1172,61	1175,24	1149,78
Batelada 8	1175,03	1132,61	1072,82	1151,20	1201,50	1177,05	1246,95
Batelada 9	1353,00	1338,05	1280,88	1142,71	1255,23	1315,83	1255,23
Batelada 10	1430,16	1444,30	1261,89	1209,58	1130,19	1209,17	1158,07
Batelada 11	1099,69	1086,76	1111,81	1160,49	1189,17	1355,02	1297,85
Batelada 12	1295,22	1310,37	1405,52	1376,83	1222,91	1377,24	1275,02
Batelada 13	1263,31	1239,67	1284,32	1327,14	486,01	658,72	964,55

* D1: Dia 1 / D2: Dia 2 / D3: Dia 3 / D4: Dia 4 / D5: Dia 5 / D6: Dia 6 / D7: Dia 7

** Luz: Intensidade luminosa em termos de fluxo luminoso PAR ($\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$).

*** Fonte: autor.

APÊNDICE B – MÉTODOS ANALÍTICOS E ADAPTAÇÕES

SÓLIDOS EM SUSPENSÃO TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS

A análise de sólidos em suspensão seguiu as disposições do método *Standard Methods* 2540 (APHA, 2018) e foi realizado sempre em duplicata.

Duas membranas de fibra de vidro 1,2 µm foram separadas com auxílio de pinça e posicionadas em cápsulas de cerâmica. O conjunto cápsula-membrana foi lavado com água deionizada em abundância para retirada de qualquer impureza presente no produto.

Em seguida, os conjuntos foram deixados em forno mufla a 550°C por 60 minutos, retirados e deixados para arrefecer à temperatura ambiente dentro de dessecador durante 30 minutos. O conjunto cápsula-membrana foi pesado imediatamente antes do uso e a massa aferida está referida como *P0* nas tabelas em seção de resultados. Na sequência a membrana foi utilizada na filtragem de 40 ml de amostra.

Após a filtragem, as membranas foram colocadas em estufa a 103-105°C para secagem por 60 minutos, retiradas e deixadas para arrefecer novamente à temperatura ambiente dentro de dessecador durante 30 minutos. O conjunto cápsula-membrana foi pesado e o valor aferido neste momento está indicado como *P1* nas tabelas em seção de resultados.

A diferença entre os valores de *P1* e *P0* é igual à massa de sólidos suspensos totais retidos na membrana para um volume de 40 ml, a concentração foi então convertida para miligramas por litro (mg.L⁻¹).

Todas análises de sólidos suspensos foram feitas em duplicata e o resultado considerado foi a média aritmética simples entre os valores.

DENSIDADE ÓPTICA

Para a medição da densidade óptica foi utilizada amostra bruta imediatamente retirada do *flat panel*, sem prévia filtragem e agitada no intuito de realizar a leitura com microalgas em suspensão como ocorre dentro do reator.

Foi utilizado o espectrofotômetro *Macherey Nagel – Nanocolor UV/VIS II*, configurado para a leitura da absorbância dos comprimentos de onda: 682 nm, 540 nm e 750 nm (DO682, DO540 e DO750).

A leitura de DO682 foi feita devido à absorção pela clorofila-a nessa faixa, DO540 por haver a dispersão da luz pelas microalgas nesse comprimento de onda e DO750 por ser a faixa em que há absorção máxima pelas microalgas. Também foi avaliada a razão DO682/DO540 por ser essa uma medida relativa da quantidade de clorofila-a por célula, relação que quando maior que 1,0 indica células saudáveis (KLIPHUIS et al., 2010).

Todas as leituras de absorbância para os comprimentos de onda citados foram feitos em triplicata, a cubeta utilizada foi lavada entre cada amostragem com água deionizada e papel macio, o resultado considerado foi a média aritmética simples entre os valores.

NITROGÊNIO AMONIAL

A medição da concentração de nitrogênio amoniacal foi feita pelo método 4500-NH₄ (APHA, 2018) e foi utilizada em conjunto com o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) para determinação também do nitrogênio orgânico.

No intuito de aferir a concentração do parâmetro solubilizado disponível no líquido, a amostra bruta retirada do *flat panel* foi previamente filtrada para as análises. Para tanto a amostra foi duplamente filtrada, utilizando de membranas em duas graduações: primeiro 1,2 µm e em sequência 0,45 µm.

Foi, então, separado em um becker 25 ml da amostra com o auxílio de proveta graduada, adicionado 0,1 ml de solução NaOH 10N, e levado ao agitador magnético.

A medição da concentração de NH₄ solubilizado foi feita sob agitação, utilizando eletrodo de íon seletivo sempre em duplicata. Os resultados considerados foram as médias aritméticas simples entre os valores obtidos.

NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL

Para determinação e acompanhamento dos teores de nitrogênio amoniacal e orgânico presentes em cada etapa do ciclo foi feita análise de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) pelo método 8075 do kit HACH (método Nessler) e nitrogênio amoniacal pelo método 4500-N (APHA, 2005).

Foram utilizados os volumes 5 e 2 mL de amostra filtrada, até que a leitura se encontrasse na faixa indicada pela Tabela 2 do método HACH. O volume de amostra foi preparado no equipamento de digestão e digerido. Uma quantidade igual de água deionizada foi usada como branco, também digerida no equipamento.

A amostra foi transferida após digestão para o tubo misturador graduado (graduação mínima 25 mL) com tampa, em outro cilindro foi feito o mesmo com o branco. Adicionou-se o indicador TKN nos dois tubos e 8.0 KOH até que surgisse coloração azul. Os dois cilindros foram tampados e invertidos para misturar.

Após isso, foi adicionado KOH 1N, uma gota por vez, e misturado a cada gota. Repetiu-se até que a coloração azul permanecesse. Então completou-se tanto a amostra quanto o branco até a marca de 20mL com água deionizada, 3 gotas de estabilizador mineral e misturou-se. Adicionou-se 3 gotas de agente dispersor álcool polivinílico e misturou-se. Mais uma vez os tubos foram completados com água deionizada, desta vez até a marca de 25 ml e ambos foram tampados e misturados.

Após adicionar e misturar 1 mL de reagente Nessler, foi aguardado o tempo de 2 minutos para a reação. Então o conteúdo dos dois tubos foi transferido para duas ampolas de amostragem, o branco foi utilizado para zerar a máquina. Foi feita a leitura do NTK da ampola com amostra.

NITRITO

A determinação da concentração de nitrito (mg.L^{-1}) foi feita pelo método 8507 do kit HACH (USEPA Diazotization Method) utilizando amostra duplamente filtrada com membranas $1,2\ \mu\text{m}$ e $0,45\ \mu\text{m}$ para aferir a concentração do parâmetro solubilizado disponível no líquido.

As análises de nitrito foram feitas sempre imediatamente após a filtração devido a sua taxa de degradação acelerada.

Por vezes foi preciso diluir a amostra para adequá-la à faixa de leitura do equipamento ($0,002$ a $0,300\ \text{mg/L}$), nestes casos foram testadas caso a caso as diluições 1:10, 1:25, 1:100 e 1:200.

Foi preenchida uma cubeta quadrada com 10ml da amostra filtrada e diluída, então foi inserido o reagente do kit *NitriVer 3*, agitada a cubeta e aguardada a reação completa. Decorridos os 20 minutos necessários para a reação foi preenchida uma segunda cubeta quadrada com 10ml da mesma amostra filtrada e diluída, sem adição do reagente, que foi utilizada como branco para calibragem do equipamento. A amostra preparada com reagente foi lida em sequência.

Sempre que a leitura ultrapassava o valor de $0,300\ \text{mg/L}$ o ensaio era repetido alterando-se a diluição, ao final o valor obtido era multiplicado pelo fator de diluição para obter a concentração real da amostra.

NITRATO

A concentração de nitrato na amostra foi determinada através do método 8039 do kit da HACH (Cadmium Reduction Method) utilizando amostra duplamente filtrada com membranas 1,2 μm e 0,45 μm para aferir a concentração do parâmetro solubilizado disponível no líquido.

Por vezes foi preciso diluir a amostra para adequá-la à faixa de leitura do equipamento (0,3 a 30,0 mg/L), nestes casos foram testadas caso a caso as diluições 1:10, 1:25, 1:50.

As análises de nitrato juntamente às de nitrito foram feitas com prioridade, imediatamente após a filtragem da amostra.

Foi preenchida uma cubeta quadrada com 10ml da amostra filtrada e diluída, então foi inserido o reagente do kit *NitraVer 5*, agitada a cubeta vigorosamente por 1 minuto e aguardada a reação completa. Decorridos os 5 minutos necessários para a reação foi preenchida uma segunda cubeta quadrada com 10ml da mesma amostra filtrada e diluída, sem adição do reagente, que foi utilizada como branco para calibragem do equipamento. A amostra preparada com reagente foi lida em sequência.

Sempre que a leitura ultrapassava o valor de 30,0 mg/L o ensaio era repetido alterando-se a diluição, ao final o valor obtido era multiplicado pelo fator de diluição para obter a concentração real da amostra.

FÓSFORO TOTAL

Os teores de fósforo foram determinados através do método 4500-P (APHA, 2018) sempre feito em triplicata. Toda vidraria utilizada era deixada de molho em solução de ácido clorídrico 20% por 24 horas e higienizada com água deionizada em abundância, nunca utilizando de detergente pela facilidade de contaminação por fosfatos, interferindo nos resultados da análise.

Foram preparados quatro tubos de ensaio conforme segue:

- Foi adicionado **0,05 g** de persulfato de potássio ($K_2O_8S_2$) em cada tubo;
- Foi adicionado 500 μ L de amostra duplamente filtrada com membranas 1,2 μ m e 0,45 μ m em três dos quatro tubos e 500 μ L de água deionizada no tubo a ser usado como branco;
- Foi adicionado 2 mL de água deionizada aos quatro tubos;
- Foi adicionado 100 μ L de Ácido sulfúrico (H_2SO_4) para digestão (solução preparada: 600 mL H_2SO_4 em 1 L);
- Os quatro tubos foram levados ao bloco digestor a 120 °C por 30 min.
- Foi adicionado 1,7 mL de água deionizada e duas gotas de fenolftaleína ($C_{20}H_{14}O_4$) a cada tubo;
- Foi adicionada solução de hidróxido de sódio (NaOH) 8M em gotas até que a mistura obtivesse uma coloração rosa, por volta de 3 a 5 gotas eram necessárias;
- Foi adicionado ácido sulfúrico (H_2SO_4) 2,5M até que a coloração tornasse a ser transparente, por volta de 1 a 2 gotas eram necessárias;
- Foi preparado *Reagente Misto* composto de 0,75 mL de molibdato de amônio; 0,25 mL de tartarato de antimônio e potássio; 2,5 mL de **H₂SO₄ 2,5M**; 1,5 mL de ácido ascórbico;
- Foi adicionado 800 μ L do *Reagente Misto* a cada tubo de ensaio e aguardada a reação.

Decorrido o tempo de 10 minutos necessário para a reação, foi aferida imediatamente a absorbância para o comprimento de onda 880 nm em cada um dos quatro tubos de ensaio inclusive o branco, utilizado para zerar o equipamento. Obtida a

absorbância para os quatro tubos foi utilizada a curva de calibração considerado o fator de diluição 10.

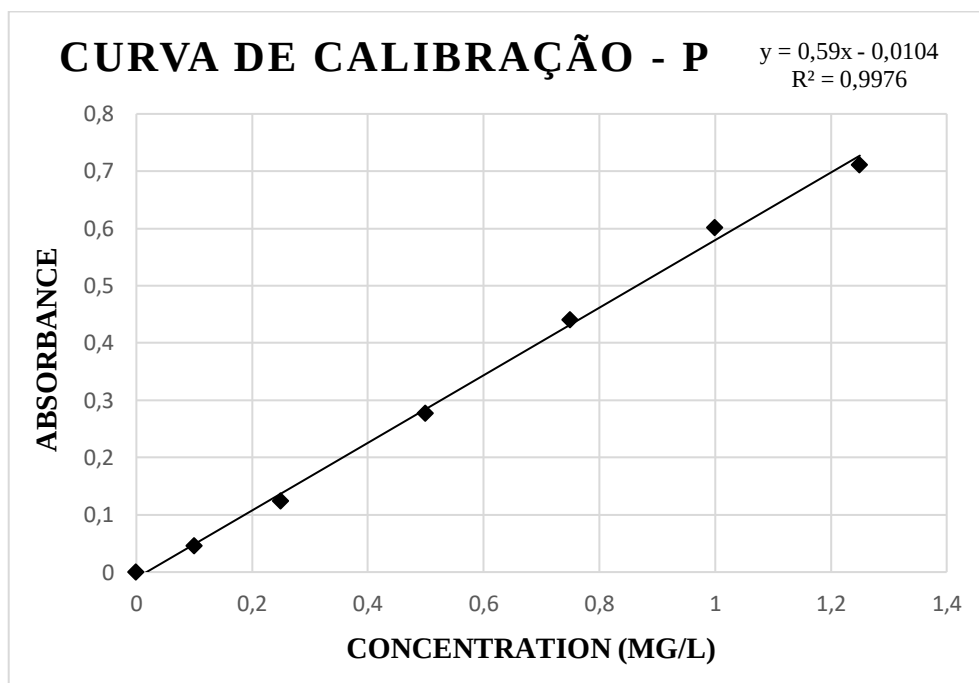
$$Y = 0,59 \cdot x - 0,0104$$

Onde:

Y = Fósforo total (mg/L).

x = Leitura da absorbância a 880 nm.

Figura B.1 – Curva de calibração e equação da linha de tendência para ensaio de Ptotal.



APÊNDICE C – CORRELOGRAMAS

Figura C.1a – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis climáticas”, relativas ao período D0-D7.

	LUZ_MED	MIN_LUZ	LUZ_MAX	FOTONS	FOTONS_ACUM	T_MED	T_MAX	T_MIN	PP_TOTAL	PP_TEMPO	PH
LUZ_MED	1,00	0,42	0,59	0,98	0,29	0,50	0,63	0,14	-0,48	-0,52	0,14
MIN_LUZ	0,42	1,00	0,80	0,58	0,28	0,64	0,55	0,60	0,17	0,17	0,43
LUZ_MAX	0,59	0,80	1,00	0,68	0,18	0,65	0,66	0,53	-0,16	-0,17	0,23
FOTONS	0,98	0,58	0,68	1,00	0,32	0,56	0,67	0,22	-0,40	-0,44	0,20
FOTONS_ACUM	0,29	0,28	0,18	0,32	1,00	0,30	0,35	0,21	-0,04	-0,02	0,19
T_MED	0,50	0,64	0,65	0,56	0,30	1,00	0,91	0,88	0,00	0,00	0,26
T_MAX	0,63	0,55	0,66	0,67	0,35	0,91	1,00	0,67	-0,17	-0,15	0,20
T_MIN	0,14	0,60	0,53	0,22	0,21	0,88	0,67	1,00	0,22	0,24	0,31
PP_TOTAL	-0,48	0,17	-0,16	-0,40	-0,04	0,00	-0,17	0,22	1,00	0,91	0,27
PP_TEMPO	-0,52	0,17	-0,17	-0,44	-0,02	0,00	-0,15	0,24	0,91	1,00	0,31
PH	0,14	0,43	0,23	0,20	0,19	0,26	0,20	0,31	0,27	0,31	1,00

Fonte: autor.

Figura C.1b – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis climáticas”, relativas ao período D0-D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	LUZ_MED	MIN_LUZ	LUZ_MAX	FOTONS	FOTONS_ACUM	T_MED	T_MAX	T_MIN	PP_TOTAL	PP_TEMPO	PH
LUZ_MED	1,00	0,32	0,54	0,98	0,29	0,47	0,64	0,01	-0,56	-0,61	-0,07
MIN_LUZ	0,32	1,00	0,72	0,48	0,22	0,54	0,44	0,48	0,09	0,08	0,12
LUZ_MAX	0,54	0,72	1,00	0,62	0,11	0,58	0,61	0,41	-0,30	-0,31	-0,10
FOTONS	0,98	0,48	0,62	1,00	0,31	0,52	0,65	0,07	-0,51	-0,56	-0,04
FOTONS_ACUM	0,29	0,22	0,11	0,31	1,00	0,26	0,32	0,15	-0,08	-0,06	0,24
T_MED	0,47	0,54	0,58	0,52	0,26	1,00	0,88	0,82	-0,10	-0,10	-0,10
T_MAX	0,64	0,44	0,61	0,65	0,32	0,88	1,00	0,54	-0,29	-0,28	-0,16
T_MIN	0,01	0,48	0,41	0,07	0,15	0,82	0,54	1,00	0,18	0,19	-0,02
PP_TOTAL	-0,56	0,09	-0,30	-0,51	-0,08	-0,10	-0,29	0,18	1,00	0,91	0,27
PP_TEMPO	-0,61	0,08	-0,31	-0,56	-0,06	-0,10	-0,28	0,19	0,91	1,00	0,32
PH	-0,07	0,12	-0,10	-0,04	0,24	-0,10	-0,16	-0,02	0,27	0,32	1,00

Fonte: autor.

Figura C.1c – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis climáticas”, relativas ao período D0-D3.

	LUZ_MED	MIN_LUZ	LUZ_MAX	FOTONS	FOTONS_ACUM	T_MED	T_MAX	T_MIN	PP_TOTALL	PP_TEMPO	PH
LUZ_MED	1,00	0,30	0,43	0,97	0,35	0,27	0,49	-0,10	-0,61	-0,62	0,19
MIN_LUZ	0,30	1,00	0,89	0,52	0,26	0,68	0,52	0,67	0,19	0,19	0,32
LUZ_MAX	0,43	0,89	1,00	0,60	0,21	0,63	0,52	0,57	0,00	0,03	0,30
FOTONS	0,97	0,52	0,60	1,00	0,38	0,40	0,56	0,06	-0,49	-0,51	0,26
FOTONS_ACUM	0,35	0,26	0,21	0,38	1,00	0,28	0,34	0,14	-0,04	0,00	0,69
T_MED	0,27	0,68	0,63	0,40	0,28	1,00	0,90	0,88	0,13	0,17	0,21
T_MAX	0,49	0,52	0,52	0,56	0,34	0,90	1,00	0,63	-0,12	-0,07	0,17
T_MIN	-0,10	0,67	0,57	0,06	0,14	0,88	0,63	1,00	0,41	0,42	0,16
PP_TOTALL	-0,61	0,19	0,00	-0,49	-0,04	0,13	-0,12	0,41	1,00	0,89	-0,04
PP_TEMPO	-0,62	0,19	0,03	-0,51	0,00	0,17	-0,07	0,42	0,89	1,00	0,06
PH	0,19	0,32	0,30	0,26	0,69	0,21	0,17	0,16	-0,04	0,06	1,00

Fonte: autor.

Figura C.1d – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis climáticas”, relativas ao período D0-D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	LUZ_MED	MIN_LUZ	LUZ_MAX	FOTONS	FOTONS_ACUM	T_MED	T_MAX	T_MIN	PP_TOTAL	PP_TEMPO	PH
LUZ_MED	1,00	0,26	0,43	0,98	0,36	0,25	0,53	-0,23	-0,67	-0,69	0,16
MIN_LUZ	0,26	1,00	0,84	0,45	0,20	0,54	0,33	0,54	0,07	0,07	0,26
LUZ_MAX	0,43	0,84	1,00	0,56	0,16	0,46	0,32	0,37	-0,17	-0,14	0,24
FOTONS	0,98	0,45	0,56	1,00	0,38	0,34	0,56	-0,11	-0,59	-0,62	0,22
FOTONS_ACUM	0,36	0,20	0,16	0,38	1,00	0,21	0,28	0,03	-0,09	-0,05	0,73
T_MED	0,25	0,54	0,46	0,34	0,21	1,00	0,84	0,81	0,01	0,05	0,02
T_MAX	0,53	0,33	0,32	0,56	0,28	0,84	1,00	0,43	-0,29	-0,25	-0,01
T_MIN	-0,23	0,54	0,37	-0,11	0,03	0,81	0,43	1,00	0,38	0,38	-0,01
PP_TOTAL	-0,67	0,07	-0,17	-0,59	-0,09	0,01	-0,29	0,38	1,00	0,88	-0,09
PP_TEMPO	-0,69	0,07	-0,14	-0,62	-0,05	0,05	-0,25	0,38	0,88	1,00	0,03
PH	0,16	0,26	0,24	0,22	0,73	0,02	-0,01	-0,01	-0,09	0,03	1,00

Fonte: autor.

Figura C.2a – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0-D7.

	NH4	NH4_N	NO2_N	NO3_N	NID	NID_INICIO	NID_FIM	P	P_INICIO	P_FIM	DO540	DO682	DO750	SST	SST_INICIO	SST_FIM	NID_P
LUZ_MED	-0,02	-0,02	-0,28	-0,24	-0,19	0,04	-0,35	-0,28	-0,18	-0,18	0,22	0,20	0,22	0,38	0,23	0,26	0,14
MIN_LUZ	0,36	0,36	-0,66	-0,63	-0,03	0,52	-0,70	-0,18	-0,18	-0,50	-0,58	-0,64	-0,62	-0,21	-0,18	-0,04	0,18
LUZ_MAX	0,41	0,41	-0,56	-0,54	0,07	0,36	-0,62	-0,15	-0,34	-0,45	-0,21	-0,26	-0,23	0,00	-0,05	0,06	0,29
FOTONS	0,04	0,04	-0,36	-0,32	-0,17	0,15	-0,45	-0,29	-0,18	-0,25	0,10	0,06	0,09	0,31	0,17	0,21	0,16
FOTONS_ACUM	-0,76	-0,76	-0,02	0,04	-0,78	0,12	-0,26	-0,40	-0,09	-0,13	0,27	0,29	0,29	0,42	0,10	0,08	-0,15
T_MED	0,05	0,05	-0,57	-0,51	-0,30	0,14	-0,65	-0,31	-0,32	-0,57	-0,13	-0,20	-0,16	0,13	0,17	0,27	0,17
T_MAX	0,01	0,01	-0,50	-0,45	-0,29	0,10	-0,57	-0,24	-0,23	-0,45	-0,03	-0,11	-0,06	0,22	0,19	0,27	0,09
T_MIN	0,10	0,10	-0,56	-0,51	-0,24	0,21	-0,61	-0,25	-0,38	-0,61	-0,31	-0,37	-0,33	-0,06	0,05	0,15	0,17
PP_TOTAL	-0,03	-0,03	-0,15	-0,16	-0,12	0,14	-0,20	-0,10	0,05	-0,24	-0,24	-0,25	-0,25	-0,17	-0,19	-0,10	-0,04
PP_TEMPO	-0,06	-0,06	-0,17	-0,18	-0,17	0,17	-0,21	-0,14	0,06	-0,26	-0,28	-0,29	-0,30	-0,19	-0,26	-0,20	-0,04
PH	-0,58	-0,58	-0,21	-0,21	-0,71	0,11	-0,44	-0,82	-0,04	-0,35	0,06	0,22	0,19	0,31	-0,09	-0,05	0,31

Fonte: autor.

Figura C.2b – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0-D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	NH4	NH4_N	NO2_N	NO3_N	NID	NID_INICIO	NID_FIM	P	P_INICIO	P_FIM	DO540	DO682	DO750	SST	SST_INICIO	SST_FIM	NID_P
LUZ_MED	-0,10	-0,10	-0,04	0,06	-0,11	-0,03	-0,25	-0,20	-0,13	0,03	0,30	0,31	0,32	0,39	0,27	0,20	0,11
MIN_LUZ	0,28	0,28	-0,25	-0,23	0,23	0,51	-0,45	0,15	-0,08	-0,10	-0,63	-0,64	-0,65	-0,29	-0,19	-0,29	0,14
LUZ_MAX	0,34	0,34	-0,28	-0,25	0,29	0,31	-0,45	0,10	-0,29	-0,13	-0,14	-0,16	-0,15	-0,01	-0,03	-0,10	0,27
FOTONS	-0,05	-0,05	-0,08	0,01	-0,07	0,07	-0,30	-0,17	-0,12	0,03	0,18	0,19	0,19	0,33	0,21	0,12	0,13
FOTONS_ACUM	-0,84	-0,84	0,29	0,31	-0,81	0,08	-0,21	-0,40	-0,05	0,03	0,30	0,34	0,34	0,45	0,12	0,02	-0,17
T_MED	-0,08	-0,08	-0,35	-0,17	-0,16	0,07	-0,56	-0,08	-0,26	-0,30	-0,08	-0,11	-0,09	0,14	0,19	0,14	0,13
T_MAX	-0,11	-0,11	-0,27	-0,14	-0,18	0,03	-0,47	-0,03	-0,15	-0,17	0,03	-0,01	0,02	0,24	0,22	0,17	0,04
T_MIN	-0,02	-0,02	-0,29	-0,15	-0,09	0,17	-0,52	0,00	-0,32	-0,41	-0,29	-0,31	-0,30	-0,09	0,04	0,01	0,13
PP_TOTAL	-0,06	-0,06	-0,11	-0,12	-0,09	0,11	-0,14	-0,05	0,08	-0,19	-0,23	-0,23	-0,23	-0,18	-0,18	-0,15	-0,05
PP_TEMPO	-0,11	-0,11	-0,09	-0,11	-0,13	0,14	-0,13	-0,08	0,10	-0,20	-0,27	-0,27	-0,28	-0,20	-0,26	-0,26	-0,06
PH	-0,72	-0,72	0,26	0,21	-0,72	0,03	-0,25	-0,82	0,04	-0,16	0,11	0,33	0,27	0,32	-0,11	-0,14	0,29

Fonte: autor.

FiguraC.2c – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0-D3.

	NH4	NH4_N	NO2_N	NO3_N	NID	NID_INICIO	NID_FIM	P	P_INICIO	P_FIM	DO540	DO682	DO750	SST	SST_INICIO	SST_FIM	NID_P
LUZ_MED	-0,05	-0,05	-0,27	-0,26	-0,24	0,15	-0,26	-0,39	-0,01	-0,07	-0,18	-0,16	-0,15	-0,07	0,24	0,03	0,14
MIN_LUZ	0,62	0,62	-0,64	-0,62	0,28	0,53	-0,71	-0,10	-0,19	-0,50	-0,55	-0,61	-0,61	-0,27	-0,19	-0,10	0,27
LUZ_MAX	0,60	0,60	-0,73	-0,71	0,19	0,39	-0,72	-0,26	-0,30	-0,50	-0,45	-0,51	-0,50	-0,25	-0,09	-0,07	0,37
FOTONS	0,09	0,09	-0,37	-0,36	-0,15	0,28	-0,40	-0,38	-0,05	-0,18	-0,29	-0,28	-0,27	-0,11	0,16	-0,01	0,20
FOTONS_ACUM	-0,53	-0,53	-0,05	-0,05	-0,65	0,10	-0,27	-0,61	-0,03	-0,13	0,23	0,32	0,31	0,32	0,11	0,04	0,26
T_MED	0,13	0,13	-0,50	-0,50	-0,19	0,03	-0,75	-0,21	-0,17	-0,73	-0,20	-0,26	-0,25	-0,07	0,06	0,29	0,15
T_MAX	0,01	0,01	-0,40	-0,41	-0,27	-0,04	-0,67	-0,23	-0,02	-0,62	-0,15	-0,22	-0,20	-0,01	0,17	0,33	0,08
T_MIN	0,26	0,26	-0,46	-0,46	-0,01	0,07	-0,69	-0,06	-0,31	-0,76	-0,20	-0,27	-0,26	-0,09	-0,04	0,24	0,12
PP_TOTL	0,19	0,19	-0,20	-0,19	0,09	0,13	-0,19	0,33	-0,11	-0,25	-0,12	-0,20	-0,20	-0,06	-0,14	0,10	-0,21
PP_TEMPO	0,03	0,03	-0,22	-0,22	-0,11	0,17	-0,20	0,20	-0,07	-0,24	0,19	0,08	0,08	0,24	-0,24	0,04	-0,20
PH	-0,66	-0,66	0,16	0,18	-0,67	0,15	-0,15	-0,79	-0,03	-0,06	0,10	0,40	0,30	0,30	-0,07	-0,13	0,41

Fonte: autor.

FiguraC.2d – Correlograma “variáveis climáticas x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0-D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	NH4	NH4_N	NO2_N	NO3_N	NID	NID_INICIO	NID_FIM	P	P_INICIO	P_FIM	DO540	DO682	DO750	SSTa	SST_INICIO	SST_FIM	NID_P
LUZ_MED	-0,23	-0,23	-0,13	-0,08	-0,25	0,12	-0,31	-0,36	0,02	0,05	-0,13	-0,07	-0,08	-0,03	0,26	-0,01	0,11
MIN_LUZ	0,42	0,42	-0,22	-0,10	0,39	0,52	-0,50	0,12	-0,09	-0,13	-0,55	-0,54	-0,57	-0,20	-0,20	-0,35	0,23
LUZ_MAX	0,35	0,35	-0,40	-0,30	0,30	0,35	-0,54	-0,08	-0,23	-0,09	-0,42	-0,38	-0,41	-0,18	-0,09	-0,32	0,38
FOTONS	-0,14	-0,14	-0,15	-0,08	-0,15	0,23	-0,39	-0,32	0,01	0,04	-0,23	-0,17	-0,18	-0,05	0,19	-0,10	0,16
FOTONS_ACUM	-0,69	-0,69	0,17	0,18	-0,66	0,07	-0,29	-0,65	0,01	0,00	0,26	0,39	0,36	0,35	0,13	-0,01	0,25
T_MED	-0,13	-0,13	-0,25	-0,20	-0,16	-0,10	-0,65	0,02	-0,04	-0,50	-0,21	-0,22	-0,24	-0,01	0,07	0,14	0,10
T_MAX	-0,23	-0,23	-0,16	-0,12	-0,24	-0,17	-0,56	-0,04	0,14	-0,36	-0,17	-0,20	-0,20	0,05	0,20	0,22	0,02
T_MIN	0,06	0,06	-0,13	-0,10	0,04	-0,03	-0,52	0,18	-0,23	-0,59	-0,19	-0,22	-0,23	-0,03	-0,07	0,09	0,06
PP_TOTL	0,10	0,10	-0,01	0,01	0,10	0,09	0,02	0,44	-0,07	-0,15	-0,07	-0,14	-0,14	-0,02	-0,13	0,05	-0,25
PP_TEMPO	-0,09	-0,09	-0,17	-0,19	-0,11	0,12	0,04	0,29	-0,03	-0,12	0,25	0,17	0,16	0,29	-0,23	-0,03	-0,24
PH	-0,69	-0,69	0,47	0,54	-0,67	0,15	-0,07	-0,77	0,01	0,06	0,06	0,36	0,26	0,29	-0,08	-0,17	0,40

Fonte: autor.

Figura C.3a – Correlograma “variáveis climáticas x taxas nutrientes”, relativas ao período D0-D7.

	Δ NID_P	Δ NH4_DIA	Δ NH4_TOTAL	Δ P_DIA	Δ P_TOTAL	Δ NID_DIA	Δ NID_TOTAL	TR_P_DIA	TR_P_TOTAL	TR_NI_D_DIA	TR_NI_D_TOTAL	R_P_DIA	R_P_TOTAL	R_NID_DIA	R_NID_TOTAL	RLR_NI_D_DIA	RLR_NI_D_TOTAL	RLR_P_DIA	RLR_P_TOTAL
LUZ_MED	0,08	0,23	0,02	0,09	-0,11	0,20	0,14	0,09	0,01	0,20	0,22	0,03	0,18	0,08	0,21	-0,22	-0,02	-0,05	-0,22
MIN_LUZ	-0,01	0,38	0,26	0,20	0,08	0,40	0,53	0,20	0,18	0,40	0,57	-0,15	0,13	0,09	0,35	0,31	0,47	0,18	-0,07
LUZ_MAX	0,21	0,38	0,01	0,23	-0,21	0,36	0,25	0,23	0,08	0,36	0,52	0,00	0,01	-0,07	0,13	-0,07	0,37	0,11	-0,17
FOTONS	0,08	0,28	0,08	0,12	-0,08	0,26	0,23	0,12	0,05	0,26	0,32	0,01	0,20	0,10	0,26	-0,18	0,07	-0,03	-0,21
FOTONS_ACUM	-0,20	-0,53	0,68	-0,54	0,22	-0,58	0,64	-0,54	-0,37	-0,58	-0,24	-0,37	0,43	-0,29	0,81	-0,60	-0,42	-0,58	-0,44
T_MED	-0,10	-0,22	0,07	-0,20	-0,12	-0,22	0,31	-0,20	-0,04	-0,22	0,13	-0,28	0,17	-0,14	0,37	-0,44	-0,06	-0,26	-0,26
T_MAX	-0,07	-0,19	0,08	-0,21	-0,13	-0,20	0,29	-0,21	-0,06	-0,20	0,11	-0,29	0,11	-0,22	0,34	-0,54	-0,13	-0,30	-0,31
T_MIN	-0,16	-0,38	0,08	-0,27	-0,07	-0,38	0,32	-0,27	-0,07	-0,38	0,06	-0,28	0,12	-0,19	0,34	-0,33	0,01	-0,22	-0,19
PP_TOTAL	0,05	-0,16	0,11	0,00	0,33	-0,13	0,17	0,00	0,15	-0,13	0,02	0,10	0,18	0,02	0,18	0,28	0,11	0,17	0,20
PP_TEMPO	-0,03	-0,21	0,12	-0,08	0,39	-0,19	0,19	-0,08	0,18	-0,19	0,00	0,08	0,23	0,00	0,21	0,26	0,11	0,06	0,28
PH	0,25	0,00	0,16	0,15	0,56	-0,02	0,41	0,15	0,33	-0,02	0,14	0,42	0,76	0,38	0,56	0,04	0,13	0,22	0,27

Fonte: autor.

Figura C.3b – Correlograma “variáveis climáticas x taxas nutrientes”, relativas ao período D0-D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	Δ NID_P	Δ NH4_DIA	Δ NH4_TOTAL	Δ P_DIA	Δ P_TOTAL	Δ NID_DIA	Δ NID_TOTAL	TR_P_DIA	TR_P_TOTAL	TR_NI_D_DIA	TR_NI_D_TOTAL	R_P_DIA	R_P_TOTAL	R_NID_DIA	R_NID_TOTAL	RLR_NI_D_DIA	RLR_NI_D_TOTAL	RLR_P_DIA	RLR_P_TOTAL
LUZ_MED	0,08	0,23	0,01	0,09	-0,17	0,20	0,02	0,09	-0,05	0,20	0,13	0,03	0,11	0,08	0,09	-0,22	-0,13	-0,05	-0,26
MIN_LUZ	-0,01	0,38	0,31	0,20	-0,04	0,40	0,37	0,20	0,09	0,40	0,47	-0,15	-0,10	0,09	0,06	0,31	0,37	0,18	-0,13
LUZ_MAX	0,21	0,38	-0,01	0,23	-0,35	0,36	0,05	0,23	0,00	0,36	0,43	0,00	-0,19	-0,07	-0,15	-0,07	0,27	0,11	-0,22
FOTONS	0,08	0,28	0,08	0,12	-0,15	0,26	0,09	0,12	-0,02	0,26	0,22	0,01	0,10	0,10	0,10	-0,18	-0,06	-0,03	-0,26
FOTONS_ACUM	-0,20	-0,53	0,69	-0,54	0,21	-0,58	0,66	-0,54	-0,39	-0,58	-0,30	-0,37	0,43	-0,29	0,88	-0,60	-0,48	-0,58	-0,44
T_MED	-0,10	-0,22	0,07	-0,20	-0,27	-0,22	0,13	-0,20	-0,19	-0,22	-0,06	-0,28	-0,01	-0,14	0,17	-0,44	-0,28	-0,26	-0,39
T_MAX	-0,07	-0,19	0,08	-0,21	-0,26	-0,20	0,13	-0,21	-0,19	-0,20	-0,07	-0,29	-0,05	-0,22	0,17	-0,54	-0,33	-0,30	-0,43
T_MIN	-0,16	-0,38	0,08	-0,27	-0,22	-0,38	0,14	-0,27	-0,21	-0,38	-0,15	-0,28	-0,07	-0,19	0,13	-0,33	-0,20	-0,22	-0,29
PP_TOTAL	0,05	-0,16	0,10	0,00	0,32	-0,13	0,13	0,00	0,14	-0,13	-0,03	0,10	0,15	0,02	0,13	0,28	0,07	0,17	0,21
PP_TEMPO	-0,03	-0,21	0,12	-0,08	0,38	-0,19	0,14	-0,08	0,17	-0,19	-0,06	0,08	0,20	0,00	0,16	0,26	0,07	0,06	0,28
PH	0,25	0,00	0,21	0,15	0,62	-0,02	0,23	0,15	0,24	-0,02	-0,15	0,42	0,81	0,38	0,41	0,04	-0,16	0,22	0,24

Fonte: autor.

Figura C.3c – Correlograma “*variáveis climáticas x taxas nutrientes*”, relativas ao período D0-D3.

	Δ NID_P	Δ NH4_DIA	Δ NH4_TOT	Δ P_DIA	Δ P_TOT	Δ NID_DIA	Δ NID_TOT	TR_P_DIA	TR_P_TOT	TR_NID_DIA	TR_NID_TOT	R_P_DIA	R_P_TOT	R_NID_DIA	R_NID_TOT	RR_NID_DIA	RR_NID_TOT	RR_P_DIA	RR_P_TOT
LUZ_MED	0,23	-0,07	0,39	0,10	0,11	-0,10	0,52	0,10	0,22	-0,10	0,43	0,39	0,28	0,22	0,43	-0,41	0,19	-0,10	-0,05
MIN_LUZ	0,39	0,69	0,13	0,60	-0,04	0,67	0,44	0,60	0,16	0,67	0,57	0,53	0,05	0,42	0,24	0,51	0,48	0,56	-0,14
LUZ_MAX	0,30	0,71	0,07	0,39	-0,09	0,70	0,43	0,39	0,12	0,70	0,64	0,28	0,11	0,26	0,27	0,64	0,54	0,30	-0,15
FOTONS	0,31	0,09	0,41	0,23	0,11	0,06	0,59	0,23	0,25	0,06	0,53	0,50	0,28	0,31	0,46	-0,28	0,29	0,04	-0,07
FOTONS_ACUM	0,09	-0,16	0,58	-0,04	0,55	-0,19	0,60	-0,04	0,26	-0,19	-0,08	0,51	0,73	0,68	0,78	-0,36	-0,28	-0,11	0,12
T_MED	-0,03	-0,52	-0,18	0,07	-0,02	-0,50	0,06	0,07	0,09	-0,50	-0,03	0,05	0,12	-0,07	0,21	-0,40	-0,16	0,20	-0,13
T_MAX	-0,02	-0,74	-0,08	-0,02	0,04	-0,73	0,11	-0,02	0,11	-0,73	-0,04	0,05	0,13	-0,22	0,22	-0,65	-0,22	0,11	-0,14
T_MIN	-0,09	-0,41	-0,36	0,04	-0,08	-0,39	-0,13	0,04	-0,02	-0,39	-0,17	-0,07	-0,02	-0,13	0,00	-0,21	-0,18	0,22	-0,13
PP_TOT	-0,24	-0,03	-0,06	-0,12	-0,01	-0,03	0,04	-0,12	-0,10	-0,03	-0,13	-0,09	-0,21	0,22	0,06	0,07	-0,05	-0,06	-0,09
PP_TEMP	-0,25	-0,04	-0,10	-0,11	0,15	-0,03	0,01	-0,11	0,07	-0,03	-0,13	-0,12	-0,03	0,17	0,10	0,06	-0,10	-0,05	0,10
PH	0,36	0,01	0,38	0,23	0,58	-0,04	0,47	0,23	0,37	-0,04	-0,02	0,71	0,84	0,59	0,52	-0,22	-0,14	0,15	0,30

Fonte: autor.

Figura C.3d – Correlograma “*variáveis climáticas x taxas nutrientes*”, relativas ao período D0-D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	Δ NID_P	Δ NH4_DIA	Δ NH4_TOT	Δ P_DIA	Δ P_TOT	Δ NID_DIA	Δ NID_TOT	TR_P_DIA	TR_P_TOT	TR_NID_DIA	TR_NID_TOT	R_P_DIA	R_P_TOT	R_NID_DIA	R_NID_TOT	RLR_NID_DIA	RLR_NID_TOT	RLR_P_DIA	RLR_P_TOT
LUZ_MED	0,23	-0,07	0,47	0,10	0,10	-0,10	0,49	0,10	0,19	-0,10	0,38	0,39	0,26	0,22	0,40	-0,41	0,14	-0,10	-0,05
MIN_LUZ	0,39	0,69	0,33	0,60	-0,11	0,67	0,36	0,60	0,08	0,67	0,50	0,53	-0,04	0,42	0,10	0,51	0,43	0,56	-0,19
LUZ_MAX	0,30	0,71	0,30	0,39	-0,18	0,70	0,34	0,39	0,01	0,70	0,61	0,28	0,02	0,26	0,14	0,64	0,52	0,30	-0,21
FOTONS	0,31	0,09	0,53	0,23	0,09	0,06	0,55	0,23	0,21	0,06	0,47	0,50	0,26	0,31	0,41	-0,28	0,22	0,04	-0,07
FOTONS_ACUM	0,09	-0,16	0,61	-0,04	0,56	-0,19	0,60	-0,04	0,26	-0,19	-0,11	0,51	0,74	0,68	0,79	-0,36	-0,31	-0,11	0,12
T_MED	-0,03	-0,52	-0,11	0,07	-0,11	-0,50	-0,08	0,07	-0,03	-0,50	-0,22	0,05	-0,01	-0,07	0,08	-0,40	-0,35	0,20	-0,24
T_MAX	-0,02	-0,74	-0,01	-0,02	-0,04	-0,73	0,01	-0,02	0,01	-0,73	-0,19	0,05	0,01	-0,22	0,12	-0,65	-0,38	0,11	-0,24
T_MIN	-0,09	-0,41	-0,32	0,04	-0,17	-0,39	-0,31	0,04	-0,15	-0,39	-0,37	-0,07	-0,16	-0,13	-0,16	-0,21	-0,36	0,22	-0,21
PP_TOT	-0,24	-0,03	-0,02	-0,12	-0,02	-0,03	-0,02	-0,12	-0,14	-0,03	-0,21	-0,09	-0,24	0,22	0,00	0,07	-0,11	-0,06	-0,10
PP_TEMP	-0,25	-0,04	-0,06	-0,11	0,14	-0,03	-0,04	-0,11	0,04	-0,03	-0,21	-0,12	-0,06	0,17	0,06	0,06	-0,16	-0,05	0,11
PH	0,36	0,01	0,47	0,23	0,57	-0,04	0,45	0,23	0,32	-0,04	-0,10	0,71	0,83	0,59	0,49	-0,22	-0,23	0,15	0,27

Fonte: autor.

Figura C.4a– Correlograma “variáveis climáticas x taxas biomassa”, relativas ao período D0-D7.

	Δ SST_DIA	Δ SST_TOT	TP_SST_DIA	TP_SST_TOT	RLP_SS_T_DIA	RLP_SS_T_TOT	Δ P_ΔSST_DIA	Δ P_ΔSST_TOT	Δ NIΔ_ΔSST_DIA	Δ NIΔ_ΔSST_TOT
LUZ_MED	0,38	0,02	0,38	-0,05	0,45	-0,09	-0,16	-0,06	0,18	-0,04
MIN_LUZ	0,05	0,08	0,05	0,09	0,07	-0,02	0,19	0,07	0,19	0,09
LUZ_MAX	0,09	-0,02	0,09	-0,04	0,19	-0,11	0,03	-0,04	0,29	-0,02
FOTONS	0,38	0,05	0,38	-0,01	0,45	-0,08	-0,14	-0,03	0,20	-0,01
FOTONS_ACUM	0,09	0,33	0,09	0,18	0,05	0,15	0,01	-0,16	0,00	-0,15
T_MED	0,19	-0,05	0,19	0,03	0,28	-0,05	-0,13	-0,10	0,24	-0,07
T_MAX	0,14	-0,07	0,14	-0,05	0,24	-0,13	-0,16	-0,12	0,21	-0,10
T_MIN	-0,03	-0,04	-0,03	0,06	0,03	-0,01	0,11	-0,05	0,28	-0,03
PP_TOTAL	-0,13	0,09	-0,13	0,09	-0,25	0,09	0,26	0,06	-0,02	0,05
PP_TEMPO	-0,17	0,15	-0,17	0,15	-0,31	0,17	0,00	0,05	-0,14	0,05
PH	0,31	0,42	0,31	0,33	0,23	0,30	0,05	-0,09	0,22	-0,08

Fonte: autor.

Figura C.4b– Correlograma “variáveis climáticas x taxas biomassa”, relativas ao período D0-D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	Δ SST_DIA	Δ SST_TOT	TP_SST_DIA	TP_SST_TOT	RP_SS_T_DIA	RP_SS_T_TOT	Δ P_ΔSST_DIA	Δ P_ΔSST_TOT	Δ NIΔ_ΔSST_DIA	Δ NIΔ_ΔSST_TOT
LUZ_MED	0,38	0,00	0,38	-0,05	0,45	-0,09	-0,16	-0,04	0,18	-0,03
MIN_LUZ	0,05	0,07	0,05	0,15	0,07	0,04	0,19	0,15	0,19	0,15
LUZ_MAX	0,09	-0,05	0,09	-0,02	0,19	-0,08	0,03	0,00	0,29	0,01
FOTONS	0,38	0,03	0,38	-0,01	0,45	-0,07	-0,14	-0,01	0,20	0,00
FOTONS_ACUM	0,09	0,35	0,09	0,21	0,05	0,19	0,01	-0,16	0,00	-0,15
T_MED	0,19	-0,07	0,19	0,06	0,28	0,00	-0,13	-0,08	0,24	-0,06
T_MAX	0,14	-0,09	0,14	-0,03	0,24	-0,11	-0,16	-0,10	0,21	-0,09
T_MIN	-0,03	-0,05	-0,03	0,10	0,03	0,05	0,11	-0,01	0,28	0,00
PP_TOTAL	-0,13	0,09	-0,13	0,10	-0,25	0,10	0,26	0,07	-0,02	0,06
PP_TEMPO	-0,17	0,14	-0,17	0,16	-0,31	0,19	0,00	0,06	-0,14	0,05
PH	0,31	0,52	0,31	0,44	0,23	0,43	0,05	-0,07	0,22	-0,07

Fonte: autor.

Figura C.4c – Correlograma “variáveis climáticas x taxas biomassa”, relativas ao período D0-D3.

	ΔSST_{DIA}	ΔSST_{TOTAL}	TP_SST_{DIA}	TP_SST_{TOTAL}	RP_SST_{DIA}	RP_SST_{TOTAL}	ΔP_SST_{DIA}	ΔP_SST_{TOTAL}	$\Delta NID_{\Delta SST_{DIA}}$	$\Delta NID_{\Delta SST_{TOTAL}}$
LUZ_MED	0,37	-0,28	0,37	-0,22	0,32	-0,25	-0,03	0,22	0,17	0,42
MIN_LUZ	0,69	0,04	0,69	0,07	0,67	-0,03	0,67	-0,18	0,42	0,01
LUZ_MAX	0,39	-0,07	0,39	-0,10	0,29	-0,16	0,16	-0,24	-0,05	-0,05
FOTONS	0,51	-0,22	0,51	-0,16	0,46	-0,21	0,13	0,18	0,27	0,40
FOTONS_ACUM	0,36	0,28	0,36	0,36	0,38	0,34	0,11	0,40	0,40	0,54
T_MED	0,14	-0,13	0,14	0,03	0,27	-0,03	0,35	-0,06	0,33	0,05
T_MAX	0,02	-0,24	0,02	-0,12	0,13	-0,19	0,31	0,14	0,41	0,23
T_MIN	0,01	-0,01	0,01	0,10	0,15	0,05	0,35	-0,21	0,26	-0,19
PP_TOTAL	0,14	0,20	0,14	0,22	0,21	0,17	0,57	-0,09	0,71	0,03
PP_TEMP_O	0,14	0,41	0,14	0,37	0,20	0,38	0,59	-0,05	0,71	0,09
PH	0,51	0,52	0,51	0,49	0,50	0,46	0,32	0,36	0,48	0,38

Fonte: autor.

Figura C.4d – Correlograma “variáveis climáticas x taxas biomassa”, relativas ao período D0-D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	ΔSST_{DIA}	ΔSST_{TOTAL}	TP_SST_{DIA}	TP_SST_{TOTAL}	RLP_SST_{DIA}	RLP_SST_{TOTAL}	ΔP_SST_{DIA}	ΔP_SST_{TOTAL}	$\Delta NID_{\Delta SST_{DIA}}$	$\Delta NID_{\Delta SST_{TOTAL}}$
LUZ_MED	0,37	-0,26	0,37	-0,19	0,32	-0,22	-0,03	0,28	0,17	0,45
MIN_LUZ	0,69	0,16	0,69	0,19	0,67	0,10	0,67	-0,16	0,42	0,03
LUZ_MAX	0,39	0,02	0,39	-0,01	0,29	-0,05	0,16	-0,25	-0,05	-0,05
FOTONS	0,51	-0,19	0,51	-0,12	0,46	-0,17	0,13	0,24	0,27	0,44
FOTONS_ACUM	0,36	0,29	0,36	0,38	0,38	0,36	0,11	0,43	0,40	0,56
T_MED	0,14	-0,04	0,14	0,13	0,27	0,09	0,35	-0,15	0,33	0,02
T_MAX	0,02	-0,18	0,02	-0,05	0,13	-0,11	0,31	0,09	0,41	0,22
T_MIN	0,01	0,09	0,01	0,20	0,15	0,17	0,35	-0,31	0,26	-0,26
PP_TOTAL	0,14	0,23	0,14	0,25	0,21	0,21	0,57	-0,07	0,71	0,04
PP_TEMP_O	0,14	0,45	0,14	0,41	0,20	0,43	0,59	-0,03	0,71	0,10
PH	0,51	0,63	0,51	0,58	0,50	0,58	0,32	0,33	0,48	0,37

Fonte: autor.

Figura C.5a – Correlograma “variáveis laboratoriais x variáveis laboratoriais”, relativas ao período D0-D7.

	NH4	NH4_N	NO2_N	NO3_N	NID	NID_INICIO	NID_FIM	P	P_INICIO	P_FIM	DO540	DO682	DO750	SST	SST_INICIO	SST_FIM	NID_P
NH4	1,00	1,00	-0,38	-0,41	0,93	0,24	-0,03	0,66	-0,02	-0,01	-0,41	-0,59	-0,54	-0,53	-0,18	-0,11	0,11
NH4_N	1,00	1,00	-0,38	-0,41	0,93	0,24	-0,03	0,66	-0,02	-0,01	-0,41	-0,59	-0,54	-0,53	-0,18	-0,11	0,11
NO2_N	-0,38	-0,38	1,00	0,95	-0,01	-0,12	0,75	0,08	0,15	0,53	0,21	0,38	0,30	0,10	0,01	-0,14	-0,09
NO3_N	-0,41	-0,41	0,95	1,00	-0,06	-0,13	0,70	0,04	0,12	0,50	0,22	0,40	0,31	0,14	0,01	-0,12	-0,11
NID	0,93	0,93	-0,01	-0,06	1,00	0,22	0,26	0,75	0,04	0,20	-0,36	-0,48	-0,47	-0,54	-0,19	-0,17	0,08
NID_INICIO	0,24	0,24	-0,12	-0,13	0,22	1,00	-0,12	0,01	-0,07	-0,02	-0,62	-0,54	-0,58	-0,47	-0,47	-0,54	0,18
NID_FIM	-0,03	-0,03	0,75	0,70	0,26	-0,12	1,00	0,40	0,24	0,82	0,09	0,15	0,11	-0,06	0,05	-0,25	-0,21
P	0,66	0,66	0,08	0,04	0,75	0,01	0,40	1,00	0,38	0,39	-0,21	-0,38	-0,35	-0,44	-0,12	-0,10	-0,37
P_INICIO	-0,02	-0,02	0,15	0,12	0,04	-0,07	0,24	0,38	1,00	0,40	-0,08	-0,10	-0,11	-0,19	-0,23	-0,23	-0,50
P_FIM	-0,01	-0,01	0,53	0,50	0,20	-0,02	0,82	0,39	0,40	1,00	0,04	0,06	0,03	-0,05	-0,03	-0,34	-0,25
DO540	-0,41	-0,41	0,21	0,22	-0,36	-0,62	0,09	-0,21	-0,08	0,04	1,00	0,95	0,98	0,77	0,55	0,57	-0,13
DO682	-0,59	-0,59	0,38	0,40	-0,48	-0,54	0,15	-0,38	-0,10	0,06	0,95	1,00	0,99	0,76	0,47	0,47	-0,04
DO750	-0,54	-0,54	0,30	0,31	-0,47	-0,58	0,11	-0,35	-0,11	0,03	0,98	0,99	1,00	0,79	0,53	0,53	-0,06
SST	-0,53	-0,53	0,10	0,14	-0,54	-0,47	-0,06	-0,44	-0,19	-0,05	0,77	0,76	0,79	1,00	0,67	0,63	-0,06
SST_INICIO	-0,18	-0,18	0,01	0,01	-0,19	-0,47	0,05	-0,12	-0,23	-0,03	0,55	0,47	0,53	0,67	1,00	0,82	-0,20
SST_FIM	-0,11	-0,11	-0,14	-0,12	-0,17	-0,54	-0,25	-0,10	-0,23	-0,34	0,57	0,47	0,53	0,63	0,82	1,00	-0,16
NID_P	0,11	0,11	-0,09	-0,11	0,08	0,18	-0,21	-0,37	-0,50	-0,25	-0,13	-0,04	-0,06	-0,06	-0,20	-0,16	1,00

Fonte: autor.

Figura C.5b – Correlograma “*variáveis laboratoriais x variáveis laboratoriais*”, relativas ao período D0-D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	NH4	NH4_N	NO2_N	NO3_N	NID	NID_INICIO	NID_FIM	P	P_INICIO	P_FIM	DO540	DO682	DO750	SST	SST_INICIO	SST_FIM	NID_P
NH4	1,00	1,00	-0,43	-0,44	0,99	0,23	0,14	0,73	0,00	0,06	-0,38	-0,55	-0,51	-0,54	-0,18	-0,14	0,11
NH4_N	1,00	1,00	-0,43	-0,44	0,99	0,23	0,14	0,73	0,00	0,06	-0,38	-0,55	-0,51	-0,54	-0,18	-0,14	0,11
NO2_N	-0,43	-0,43	1,00	0,75	-0,30	0,11	0,50	-0,24	0,01	0,22	0,19	0,35	0,28	0,25	0,02	0,00	0,00
NO3_N	-0,44	-0,44	0,75	1,00	-0,34	0,04	0,35	-0,25	-0,02	0,18	0,18	0,35	0,27	0,29	0,00	0,02	-0,06
NID	0,99	0,99	-0,30	-0,34	1,00	0,26	0,22	0,74	0,00	0,10	-0,38	-0,53	-0,49	-0,54	-0,19	-0,14	0,11
NID_INICIO	0,23	0,23	0,11	0,04	0,26	1,00	0,17	0,07	-0,04	0,18	-0,62	-0,54	-0,58	-0,49	-0,46	-0,63	0,16
NID_FIM	0,14	0,14	0,50	0,35	0,22	0,17	1,00	0,24	0,13	0,51	0,03	0,04	0,03	-0,08	0,04	0,04	-0,22
P	0,73	0,73	-0,24	-0,25	0,74	0,07	0,24	1,00	0,35	0,24	-0,23	-0,43	-0,38	-0,45	-0,11	-0,04	-0,35
P_INICIO	0,00	0,00	0,01	-0,02	0,00	-0,04	0,13	0,35	1,00	0,36	-0,09	-0,13	-0,13	-0,18	-0,24	-0,17	-0,49
P_FIM	0,06	0,06	0,22	0,18	0,10	0,18	0,51	0,24	0,36	1,00	0,01	-0,02	-0,02	-0,02	-0,03	-0,18	-0,22
DO540	-0,38	-0,38	0,19	0,18	-0,38	-0,62	0,03	-0,23	-0,09	0,01	1,00	0,95	0,98	0,78	0,55	0,60	-0,13
DO682	-0,55	-0,55	0,35	0,35	-0,53	-0,54	0,04	-0,43	-0,13	-0,02	0,95	1,00	0,99	0,80	0,49	0,52	-0,03
DO750	-0,51	-0,51	0,28	0,27	-0,49	-0,58	0,03	-0,38	-0,13	-0,02	0,98	0,99	1,00	0,80	0,53	0,58	-0,06
SST	-0,54	-0,54	0,25	0,29	-0,54	-0,49	-0,08	-0,45	-0,18	-0,02	0,78	0,80	0,80	1,00	0,67	0,64	-0,07
SST_INICIO	-0,18	-0,18	0,02	0,00	-0,19	-0,46	0,04	-0,11	-0,24	-0,03	0,55	0,49	0,53	0,67	1,00	0,87	-0,21
SST_FIM	-0,14	-0,14	0,00	0,02	-0,14	-0,63	0,04	-0,04	-0,17	-0,18	0,60	0,52	0,58	0,64	0,87	1,00	-0,19
NID_P	0,11	0,11	0,00	-0,06	0,11	0,16	-0,22	-0,35	-0,49	-0,22	-0,13	-0,03	-0,06	-0,07	-0,21	-0,19	1,00

Fonte: autor.

Figura C.5c – Correlograma “*variáveis laboratoriais x variáveis laboratoriais*”, relativas ao período D0-D3.

	NH4	NH4_N	NO2_N	NO3_N	NID	NID_INICIO	NID_FIM	P	P_INICIO	P_FIM	DO540	DO682	DO750	SSTa	SST_INICIO	SST_FIM	NID_P
NH4	1,00	1,00	-0,46	-0,47	0,95	0,45	-0,18	0,56	-0,08	-0,09	-0,45	-0,68	-0,61	-0,54	-0,26	-0,18	0,04
NH4_N	1,00	1,00	-0,46	-0,47	0,95	0,45	-0,18	0,56	-0,08	-0,09	-0,45	-0,68	-0,61	-0,54	-0,26	-0,18	0,04
NO2_N	-0,46	-0,46	1,00	1,00	-0,15	-0,12	0,70	-0,03	0,14	0,52	0,13	0,34	0,26	0,18	-0,02	-0,17	-0,04
NO3_N	-0,47	-0,47	1,00	1,00	-0,16	-0,10	0,71	-0,04	0,15	0,53	0,11	0,32	0,24	0,17	-0,03	-0,19	-0,04
NID	0,95	0,95	-0,15	-0,16	1,00	0,46	0,05	0,61	-0,04	0,09	-0,45	-0,64	-0,58	-0,54	-0,30	-0,26	0,03
NID_INICIO	0,45	0,45	-0,12	-0,10	0,46	1,00	-0,12	-0,02	-0,07	-0,02	-0,62	-0,53	-0,57	-0,45	-0,47	-0,54	0,27
NID_FIM	-0,18	-0,18	0,70	0,71	0,05	-0,12	1,00	0,27	0,24	0,82	0,10	0,17	0,14	0,06	0,05	-0,25	-0,23
P	0,56	0,56	-0,03	-0,04	0,61	-0,02	0,27	1,00	0,48	0,26	-0,20	-0,44	-0,37	-0,40	-0,15	-0,09	-0,48
P_INICIO	-0,08	-0,08	0,14	0,15	-0,04	-0,07	0,24	0,48	1,00	0,40	0,01	-0,01	-0,02	-0,10	-0,23	-0,23	-0,54
P_FIM	-0,09	-0,09	0,52	0,53	0,09	-0,02	0,82	0,26	0,40	1,00	0,06	0,13	0,09	0,11	-0,03	-0,34	-0,20
DO540	-0,45	-0,45	0,13	0,11	-0,45	-0,62	0,10	-0,20	0,01	0,06	1,00	0,93	0,97	0,76	0,47	0,50	-0,15
DO682	-0,68	-0,68	0,34	0,32	-0,64	-0,53	0,17	-0,44	-0,01	0,13	0,93	1,00	0,99	0,78	0,40	0,37	-0,01
DO750	-0,61	-0,61	0,26	0,24	-0,58	-0,57	0,14	-0,37	-0,02	0,09	0,97	0,99	1,00	0,77	0,45	0,45	-0,05
SST	-0,54	-0,54	0,18	0,17	-0,54	-0,45	0,06	-0,40	-0,10	0,11	0,76	0,78	0,77	1,00	0,61	0,50	-0,03
SST_INICIO	-0,26	-0,26	-0,02	-0,03	-0,30	-0,47	0,05	-0,15	-0,23	-0,03	0,47	0,40	0,45	0,61	1,00	0,82	-0,25
SST_FIM	-0,18	-0,18	-0,17	-0,19	-0,26	-0,54	-0,25	-0,09	-0,23	-0,34	0,50	0,37	0,45	0,50	0,82	1,00	-0,21
NID_P	0,04	0,04	-0,04	-0,04	0,03	0,27	-0,23	-0,48	-0,54	-0,20	-0,15	-0,01	-0,05	-0,03	-0,25	-0,21	1,00

Fonte: autor.

Figura C.5d – Correlograma “*variáveis laboratoriais x variáveis laboratoriais*”, relativas ao período D0-D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	NH4	NH4_N	NO2_N	NO3_N	NID	NID_IN ICIO	NID_FI M	P	P_INIC IO	P_FIM	DO540	DO682	DO750	SST	SST_IN ICIO	SST_FI M	NID_P
NH4	1,00	1,00	-0,26	-0,28	1,00	0,44	0,14	0,63	-0,04	0,10	-0,42	-0,63	-0,56	-0,52	-0,28	-0,26	0,01
NH4_N	1,00	1,00	-0,26	-0,28	1,00	0,44	0,14	0,63	-0,04	0,10	-0,42	-0,63	-0,56	-0,52	-0,28	-0,26	0,01
NO2_N	-0,26	-0,26	1,00	0,98	-0,19	0,20	0,46	-0,36	-0,02	0,25	-0,10	0,11	0,05	0,05	-0,13	-0,11	0,32
NO3_N	-0,28	-0,28	0,98	1,00	-0,22	0,28	0,46	-0,40	-0,01	0,25	-0,16	0,07	0,00	0,01	-0,16	-0,17	0,34
NID	1,00	1,00	-0,19	-0,22	1,00	0,47	0,17	0,62	-0,04	0,12	-0,43	-0,63	-0,57	-0,52	-0,30	-0,27	0,03
NID_IN ICIO	0,44	0,44	0,20	0,28	0,47	1,00	0,17	0,02	-0,04	0,18	-0,62	-0,53	-0,58	-0,44	-0,46	-0,63	0,25
NID_FI M	0,14	0,14	0,46	0,46	0,17	0,17	1,00	0,13	0,13	0,51	0,07	0,07	0,09	-0,08	0,04	0,04	-0,21
P	0,63	0,63	-0,36	-0,40	0,62	0,02	0,13	1,00	0,46	0,12	-0,19	-0,45	-0,36	-0,42	-0,15	-0,04	-0,48
P_INIC IO	-0,04	-0,04	-0,02	-0,01	-0,04	-0,04	0,13	0,46	1,00	0,36	0,01	-0,02	-0,03	-0,11	-0,24	-0,17	-0,53
P_FIM	0,10	0,10	0,25	0,25	0,12	0,18	0,51	0,12	0,36	1,00	0,06	0,10	0,08	0,09	-0,03	-0,18	-0,14
DO540	-0,42	-0,42	-0,10	-0,16	-0,43	-0,62	0,07	-0,19	0,01	0,06	1,00	0,94	0,97	0,76	0,46	0,54	-0,15
DO682	-0,63	-0,63	0,11	0,07	-0,63	-0,53	0,07	-0,45	-0,02	0,10	0,94	1,00	0,99	0,78	0,40	0,44	0,01
DO750	-0,56	-0,56	0,05	0,00	-0,57	-0,58	0,09	-0,36	-0,03	0,08	0,97	0,99	1,00	0,77	0,45	0,51	-0,04
SST	-0,52	-0,52	0,05	0,01	-0,52	-0,44	-0,08	-0,42	-0,11	0,09	0,76	0,78	0,77	1,00	0,61	0,54	-0,02
SST_IN ICIO	-0,28	-0,28	-0,13	-0,16	-0,30	-0,46	0,04	-0,15	-0,24	-0,03	0,46	0,40	0,45	0,61	1,00	0,87	-0,25
SST_FI M	-0,26	-0,26	-0,11	-0,17	-0,27	-0,63	0,04	-0,04	-0,17	-0,18	0,54	0,44	0,51	0,54	0,87	1,00	-0,25
NID_P	0,01	0,01	0,32	0,34	0,03	0,25	-0,21	-0,48	-0,53	-0,14	-0,15	0,01	-0,04	-0,02	-0,25	-0,25	1,00

Fonte: autor.

Figura C.6a – Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas nutrientes”, relativas ao período D0-D7.

	Δ NID_P	Δ NH4_DIA	Δ NH4_TOTAL	Δ P_DIA	Δ P_TOTAL	Δ NID_DIA	Δ NID_TOTAL	TR_P_DIA	TR_P_TOTAL	TR_NI_D_DIA	TR_NI_D_TOTAL	R_P_DIA	R_P_TOTAL	R_NID_DIA	R_NID_TOTAL	RLR_NI_D_DIA	RLR_NI_D_TOTAL	RLR_P_DIA	RLR_P_TOTAL
NH4	0,15	0,59	-0,54	0,44	-0,38	0,61	-0,36	0,44	0,22	0,61	0,48	0,16	-0,51	0,07	-0,62	0,54	0,59	0,44	0,14
NH4_N	0,15	0,59	-0,54	0,44	-0,38	0,61	-0,36	0,44	0,22	0,61	0,48	0,16	-0,51	0,07	-0,62	0,54	0,59	0,44	0,14
NO2_N	-0,18	-0,29	0,09	-0,44	-0,17	-0,40	-0,34	-0,44	-0,28	-0,40	-0,43	-0,35	-0,28	-0,37	-0,41	-0,36	-0,38	-0,47	-0,14
NO3_N	-0,26	-0,27	0,11	-0,46	-0,17	-0,34	-0,31	-0,46	-0,31	-0,34	-0,44	-0,41	-0,27	-0,26	-0,35	-0,30	-0,39	-0,50	-0,18
NID	0,13	0,57	-0,49	0,40	-0,50	0,58	-0,57	0,40	0,04	0,58	0,23	0,11	-0,69	0,02	-0,88	0,51	0,38	0,38	0,06
NID_INICIO	-0,11	0,25	0,63	-0,04	-0,04	0,25	0,66	-0,04	0,04	0,25	0,69	-0,32	-0,11	-0,05	0,20	0,19	0,65	-0,10	-0,10
NID_FIM	-0,10	0,10	0,03	-0,16	-0,27	0,05	-0,37	-0,16	-0,25	0,05	-0,28	-0,32	-0,45	-0,25	-0,52	-0,06	-0,20	-0,27	-0,10
P	-0,20	0,28	-0,23	0,03	-0,46	0,29	-0,40	0,03	-0,15	0,29	0,08	-0,27	-0,88	-0,24	-0,63	0,28	0,18	0,01	-0,11
P_INICIO	0,06	0,06	0,12	0,20	0,69	0,08	0,04	0,20	0,59	0,08	0,07	-0,03	0,09	0,09	-0,01	0,24	0,13	0,28	0,63
P_FIM	-0,13	0,21	0,34	-0,13	-0,08	0,20	0,06	-0,13	-0,04	0,20	0,16	-0,38	-0,32	-0,11	-0,21	0,05	0,10	-0,24	-0,02
DO540	0,23	-0,21	-0,16	-0,01	0,13	-0,26	-0,25	-0,01	-0,06	-0,26	-0,45	0,15	0,29	-0,03	0,08	-0,44	-0,56	-0,05	0,01
DO682	0,24	-0,20	-0,09	-0,02	0,12	-0,26	-0,24	-0,02	-0,13	-0,26	-0,48	0,16	0,31	-0,02	0,08	-0,43	-0,57	-0,06	-0,04
DO750	0,23	-0,21	-0,12	-0,03	0,12	-0,27	-0,24	-0,03	-0,11	-0,27	-0,48	0,16	0,32	-0,01	0,09	-0,44	-0,58	-0,06	-0,03
SST	0,25	-0,19	-0,04	-0,03	0,16	-0,26	-0,06	-0,03	-0,05	-0,26	-0,33	0,15	0,40	-0,06	0,25	-0,45	-0,51	-0,08	-0,09
SST_INICIO	0,06	-0,20	-0,29	-0,13	-0,34	-0,23	-0,28	-0,13	-0,32	-0,23	-0,22	0,04	-0,13	-0,16	-0,07	-0,36	-0,36	-0,18	-0,39
SST_FIM	0,09	-0,23	-0,45	-0,06	-0,27	-0,26	-0,37	-0,06	-0,33	-0,26	-0,43	0,16	-0,07	-0,12	-0,05	-0,34	-0,48	-0,06	-0,35
NID_P	0,06	0,22	-0,09	0,05	-0,15	0,23	-0,03	0,05	-0,05	0,23	0,08	0,21	0,28	0,24	-0,11	0,13	0,06	0,04	-0,07

Fonte: autor.

Figura C.6b – Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas nutrientes”, relativas ao período D0-D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	Δ NID_P	Δ NH4_DIA	Δ NH4_TOTAL	Δ P_DIA	Δ P_TOTAL	Δ NID_DIA	Δ NID_TOTAL	TR_P_DIA	TR_P_TOTAL	TR_NI_D_DIA	TR_NI_D_TOTAL	R_P_DIA	R_P_TOTAL	R_NID_DIA	R_NID_TOTAL	RLR_NI_D_DIA	RLR_NI_D_TOTAL	RLR_P_DIA	RLR_P_TOTAL
NH4	0,15	0,59	-0,56	0,44	-0,45	0,61	-0,52	0,44	0,19	0,61	0,44	0,16	-0,63	0,07	-0,87	0,54	0,56	0,44	0,14
NH4_N	0,15	0,59	-0,56	0,44	-0,45	0,61	-0,52	0,44	0,19	0,61	0,44	0,16	-0,63	0,07	-0,87	0,54	0,56	0,44	0,14
NO2_N	-0,18	-0,29	0,33	-0,44	0,01	-0,40	0,17	-0,44	-0,30	-0,40	-0,27	-0,35	0,04	-0,37	0,15	-0,36	-0,20	-0,47	-0,19
NO3_N	-0,26	-0,27	0,28	-0,46	-0,01	-0,34	0,15	-0,46	-0,31	-0,34	-0,27	-0,41	0,03	-0,26	0,23	-0,30	-0,22	-0,50	-0,22
NID	0,13	0,57	-0,51	0,40	-0,47	0,58	-0,51	0,40	0,12	0,58	0,39	0,11	-0,66	0,02	-0,87	0,51	0,55	0,38	0,10
NID_INICIO	-0,11	0,25	0,64	-0,04	-0,08	0,25	0,65	-0,04	0,01	0,25	0,68	-0,32	-0,18	-0,05	0,12	0,19	0,64	-0,10	-0,11
NID_FIM	-0,10	0,10	0,12	-0,16	-0,25	0,05	0,02	-0,16	-0,22	0,05	0,07	-0,32	-0,39	-0,25	-0,23	-0,06	0,17	-0,27	-0,13
P	-0,20	0,28	-0,25	0,03	-0,43	0,29	-0,26	0,03	-0,06	0,29	0,29	-0,27	-0,87	-0,24	-0,53	0,28	0,41	0,01	-0,07
P_INICIO	0,06	0,06	0,13	0,20	0,75	0,08	0,13	0,20	0,65	0,08	0,14	-0,03	0,16	0,09	0,09	0,24	0,20	0,28	0,67
P_FIM	-0,13	0,21	0,45	-0,13	0,05	0,20	0,42	-0,13	0,09	0,20	0,49	-0,38	-0,15	-0,11	0,10	0,05	0,38	-0,24	0,03
DO540	0,23	-0,21	-0,15	-0,01	0,15	-0,26	-0,20	-0,01	-0,04	-0,26	-0,43	0,15	0,35	-0,03	0,18	-0,44	-0,55	-0,05	0,00
DO682	0,24	-0,20	-0,08	-0,02	0,17	-0,26	-0,15	-0,02	-0,09	-0,26	-0,43	0,16	0,42	-0,02	0,24	-0,43	-0,53	-0,06	-0,03
DO750	0,23	-0,21	-0,11	-0,03	0,16	-0,27	-0,17	-0,03	-0,08	-0,27	-0,45	0,16	0,41	-0,01	0,23	-0,44	-0,56	-0,06	-0,03
SST	0,25	-0,19	-0,04	-0,03	0,15	-0,26	-0,08	-0,03	-0,07	-0,26	-0,37	0,15	0,41	-0,06	0,27	-0,45	-0,57	-0,08	-0,12
SST_INICIO	0,06	-0,20	-0,29	-0,13	-0,36	-0,23	-0,31	-0,13	-0,34	-0,23	-0,24	0,04	-0,16	-0,16	-0,07	-0,36	-0,38	-0,18	-0,42
SST_FIM	0,09	-0,23	-0,46	-0,06	-0,31	-0,26	-0,49	-0,06	-0,38	-0,26	-0,53	0,16	-0,14	-0,12	-0,14	-0,34	-0,57	-0,06	-0,38
NID_P	0,06	0,22	-0,10	0,05	-0,18	0,23	-0,09	0,05	-0,07	0,23	0,04	0,21	0,26	0,24	-0,19	0,13	0,02	0,04	-0,08

Fonte: autor.

Figura C.6c – Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas nutrientes”, relativas ao período D0-D3.

	ΔNID_P	$\Delta NH_4_DI_A$	$\Delta NH_4_TO_TAL$	ΔP_DIA	ΔP_TOTAL	ΔNID_DI_A	ΔNID_TO_TAL	TR_P_DIA	$TR_P_TO_TAL$	TR_NID_DIA	TR_NID_TOTAL	R_P_DIA	R_P_TOTAL	$R_NID_DI_A$	R_NID_TOTAL	RR_NID_DIA	RR_NID_TOTAL	$RR_P_DI_A$	$RR_P_TO_TAL$
NH4	0,07	0,55	-0,33	0,25	-0,46	0,58	-0,06	0,25	-0,21	0,58	0,42	-0,26	-0,47	-0,37	-0,38	0,64	0,54	0,26	-0,31
NH4_N	0,07	0,55	-0,33	0,25	-0,46	0,58	-0,06	0,25	-0,21	0,58	0,42	-0,26	-0,47	-0,37	-0,38	0,64	0,54	0,26	-0,31
NO2_N	0,24	0,40	0,23	0,20	-0,06	0,35	-0,26	0,20	-0,19	0,35	-0,35	0,59	-0,12	0,69	-0,27	0,08	-0,27	0,08	-0,02
NO3_N	0,21	0,44	0,25	0,21	-0,06	0,39	-0,24	0,21	-0,19	0,39	-0,33	0,57	-0,12	0,73	-0,27	0,13	-0,26	0,10	-0,03
NID	0,09	0,59	-0,22	0,27	-0,58	0,61	-0,25	0,27	-0,37	0,61	0,25	-0,22	-0,63	-0,33	-0,63	0,66	0,44	0,27	-0,38
NID_INICIO	0,25	0,81	0,63	0,37	-0,06	0,79	0,72	0,37	0,06	0,79	0,78	0,41	-0,03	0,53	0,33	0,59	0,77	0,26	-0,16
NID_FIM	0,05	0,61	0,24	-0,01	-0,13	0,59	-0,23	-0,01	-0,25	0,59	-0,25	0,12	-0,24	0,37	-0,29	0,39	-0,13	-0,18	-0,05
P	-0,28	0,51	-0,17	-0,01	-0,48	0,54	-0,31	-0,01	-0,30	0,54	0,15	-0,51	-0,81	-0,24	-0,50	0,65	0,31	0,06	-0,26
P_INICIO	0,30	0,45	0,25	0,54	0,66	0,44	0,16	0,54	0,68	0,44	0,10	0,44	0,21	0,32	0,18	0,39	0,13	0,59	0,71
P_FIM	0,16	0,76	0,53	0,19	0,12	0,74	0,22	0,19	0,04	0,74	0,25	0,28	0,01	0,48	0,03	0,52	0,29	0,04	0,13
DO540	0,05	-0,76	-0,12	-0,26	0,40	-0,77	-0,21	-0,26	0,20	-0,77	-0,47	0,05	0,43	-0,26	0,07	-0,79	-0,55	-0,31	0,40
DO682	0,14	-0,66	0,03	-0,16	0,44	-0,68	-0,14	-0,16	0,20	-0,68	-0,48	0,27	0,52	0,01	0,14	-0,76	-0,54	-0,23	0,41
DO750	0,07	-0,68	-0,03	-0,24	0,42	-0,70	-0,18	-0,24	0,17	-0,70	-0,50	0,15	0,49	-0,08	0,11	-0,75	-0,57	-0,31	0,38
SST	0,15	-0,57	0,01	-0,16	0,36	-0,60	-0,07	-0,16	0,19	-0,60	-0,32	0,22	0,42	-0,11	0,10	-0,72	-0,48	-0,26	0,24
SST_INICIO	-0,30	-0,45	-0,28	-0,54	-0,37	-0,43	-0,27	-0,54	-0,45	-0,43	-0,21	-0,44	-0,28	-0,32	-0,12	-0,39	-0,29	-0,59	-0,46
SST_FIM	-0,31	-0,62	-0,53	-0,54	-0,32	-0,60	-0,44	-0,54	-0,48	-0,60	-0,50	-0,47	-0,26	-0,42	-0,21	-0,50	-0,53	-0,54	-0,42
NID_P	0,57	-0,01	0,07	0,39	-0,11	-0,06	0,12	0,39	-0,18	-0,06	-0,03	0,74	0,36	0,26	0,02	-0,31	-0,08	0,22	-0,21

Fonte: autor.

Figura C.6d – Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas nutrientes”, relativas ao período D0-D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	ΔNID_P	$\Delta NH4_DIA$	$\Delta NH4_TOTAL$	ΔP_DIA	ΔP_TOTAL	ΔNID_DIA	ΔNID_TOTAL	TR_P_DIA	TR_P_TOTAL	$TR_NI_D_DIA$	$TR_NI_D_TOTAL$	R_P_DIA	R_P_TOTAL	R_NID_DIA	R_NID_TOTAL	$RLR_NI_D_DIA$	$RLR_NI_D_TOTAL$	RLR_P_DIA	RLR_P_TOTAL
NH4	0,07	0,55	-0,26	0,25	-0,60	0,58	-0,27	0,25	-0,36	0,58	0,31	-0,26	-0,66	-0,37	-0,65	0,64	0,50	0,26	-0,37
NH4_N	0,07	0,55	-0,26	0,25	-0,60	0,58	-0,27	0,25	-0,36	0,58	0,31	-0,26	-0,66	-0,37	-0,65	0,64	0,50	0,26	-0,37
NO2_N	0,24	0,40	0,18	0,20	0,11	0,35	0,08	0,20	-0,07	0,35	-0,19	0,59	0,20	0,69	-0,05	0,08	-0,11	0,08	0,00
NO3_N	0,21	0,44	0,25	0,21	0,10	0,39	0,15	0,21	-0,07	0,39	-0,12	0,57	0,18	0,73	-0,02	0,13	-0,05	0,10	-0,03
NID	0,09	0,59	-0,23	0,27	-0,57	0,61	-0,25	0,27	-0,36	0,61	0,28	-0,22	-0,62	-0,33	-0,64	0,66	0,47	0,27	-0,36
NID_INICIO	0,25	0,81	0,72	0,37	-0,07	0,79	0,70	0,37	0,03	0,79	0,77	0,41	-0,05	0,53	0,30	0,59	0,76	0,26	-0,15
NID_FIM	0,05	0,61	0,12	-0,01	-0,12	0,59	0,06	-0,01	-0,20	0,59	0,10	0,12	-0,23	0,37	-0,12	0,39	0,25	-0,18	-0,06
P	-0,28	0,51	-0,27	-0,01	-0,47	0,54	-0,25	-0,01	-0,24	0,54	0,28	-0,51	-0,81	-0,24	-0,45	0,65	0,45	0,06	-0,23
P_INICIO	0,30	0,45	0,22	0,54	0,71	0,44	0,23	0,54	0,76	0,44	0,17	0,44	0,26	0,32	0,25	0,39	0,19	0,59	0,76
P_FIM	0,16	0,76	0,54	0,19	0,25	0,74	0,52	0,19	0,22	0,74	0,60	0,28	0,17	0,48	0,27	0,52	0,60	0,04	0,23
DO540	0,05	-0,76	-0,18	-0,26	0,41	-0,77	-0,17	-0,26	0,23	-0,77	-0,44	0,05	0,45	-0,26	0,12	-0,79	-0,54	-0,31	0,39
DO682	0,14	-0,66	-0,05	-0,16	0,49	-0,68	-0,05	-0,16	0,27	-0,68	-0,42	0,27	0,60	0,01	0,25	-0,76	-0,52	-0,23	0,42
DO750	0,07	-0,68	-0,11	-0,24	0,45	-0,70	-0,11	-0,24	0,22	-0,70	-0,46	0,15	0,55	-0,08	0,20	-0,75	-0,55	-0,31	0,38
SST	0,15	-0,57	-0,03	-0,16	0,37	-0,60	-0,03	-0,16	0,23	-0,60	-0,28	0,22	0,45	-0,11	0,15	-0,72	-0,46	-0,26	0,24
SST_INICIO	-0,30	-0,45	-0,29	-0,54	-0,40	-0,43	-0,28	-0,54	-0,48	-0,43	-0,22	-0,44	-0,31	-0,32	-0,13	-0,39	-0,30	-0,59	-0,50
SST_FIM	-0,31	-0,62	-0,52	-0,54	-0,35	-0,60	-0,51	-0,54	-0,53	-0,60	-0,59	-0,47	-0,30	-0,42	-0,27	-0,50	-0,60	-0,54	-0,45
NID_P	0,57	-0,01	0,11	0,39	-0,13	-0,06	0,08	0,39	-0,21	-0,06	-0,08	0,74	0,34	0,26	-0,02	-0,31	-0,12	0,22	-0,22

Fonte: autor.

Figura C.7a – Correlograma “taxas nutrientes x taxas nutrientes”, relativas ao período D0-D7.

	Δ NID_P	Δ NH4_DIA	Δ NH4_TOTAL	Δ P_DIA	Δ P_TOTAL	Δ NID_DIA	Δ NID_TOTAL	TR_P_DIA	TR_P_TOTAL	TR_NI_D_DIA	TR_NI_D_TOTAL	R_P_DIA	R_P_TOTAL	R_NID_DIA	R_NID_TOTAL	RLR_NI_D_DIA	RLR_NI_D_TOTAL	RLR_P_DIA	RLR_P_TOTAL
Δ NID_P	1,00	0,07	-0,21	0,83	0,19	0,04	-0,20	0,83	0,48	0,04	0,07	0,63	0,23	0,07	-0,15	-0,05	0,03	0,80	0,42
Δ NH4_DIA	0,07	1,00	-0,21	0,48	-0,14	0,99	-0,19	0,48	0,29	0,99	0,70	0,40	-0,20	0,70	-0,40	0,84	0,72	0,40	0,21
Δ NH4_TOTAL	-0,21	-0,21	1,00	-0,36	0,29	-0,23	0,90	-0,36	-0,14	-0,23	0,22	-0,40	0,34	-0,10	0,71	-0,23	0,09	-0,41	-0,20
Δ P_DIA	0,83	0,48	-0,36	1,00	0,16	0,48	-0,33	1,00	0,65	0,48	0,32	0,77	0,06	0,46	-0,39	0,37	0,32	0,96	0,58
Δ P_TOTAL	0,19	-0,14	0,29	0,16	1,00	-0,13	0,35	0,16	0,66	-0,13	0,00	0,17	0,76	0,24	0,47	0,01	-0,02	0,23	0,68
Δ NID_DIA	0,04	0,99	-0,23	0,48	-0,13	1,00	-0,19	0,48	0,31	1,00	0,71	0,39	-0,21	0,72	-0,42	0,86	0,73	0,41	0,24
Δ NID_TOTAL	-0,20	-0,19	0,90	-0,33	0,35	-0,19	1,00	-0,33	0,00	-0,19	0,40	-0,38	0,44	-0,06	0,84	-0,20	0,26	-0,38	-0,13
TR_P_DIA	0,83	0,48	-0,36	1,00	0,16	0,48	-0,33	1,00	0,65	0,48	0,32	0,77	0,06	0,46	-0,39	0,37	0,32	0,96	0,58
TR_P_TOTAL	0,48	0,29	-0,14	0,65	0,66	0,31	0,00	0,65	1,00	0,31	0,38	0,32	0,40	0,30	-0,05	0,28	0,33	0,65	0,93
TR_NID_DIA	0,04	0,99	-0,23	0,48	-0,13	1,00	-0,19	0,48	0,31	1,00	0,71	0,39	-0,21	0,72	-0,42	0,86	0,73	0,41	0,24
TR_NID_TOTAL	0,07	0,70	0,22	0,32	0,00	0,71	0,40	0,32	0,38	0,71	1,00	0,01	-0,05	0,24	0,10	0,59	0,92	0,25	0,19
R_P_DIA	0,63	0,40	-0,40	0,77	0,17	0,39	-0,38	0,77	0,32	0,39	0,01	1,00	0,25	0,60	-0,21	0,36	0,08	0,77	0,33
R_P_TOTAL	0,23	-0,20	0,34	0,06	0,76	-0,21	0,44	0,06	0,40	-0,21	-0,05	0,25	1,00	0,26	0,66	-0,17	-0,15	0,09	0,38
R_NID_DIA	0,07	0,70	-0,10	0,46	0,24	0,72	-0,06	0,46	0,30	0,72	0,24	0,60	0,26	1,00	-0,01	0,65	0,28	0,41	0,30
R_NID_TOTAL	-0,15	-0,40	0,71	-0,39	0,47	-0,42	0,84	-0,39	-0,05	-0,42	0,10	-0,21	0,66	-0,01	1,00	-0,35	-0,03	-0,39	-0,13
RR_NID_DIA	-0,05	0,84	-0,23	0,37	0,01	0,86	-0,20	0,37	0,28	0,86	0,59	0,36	-0,17	0,65	-0,35	1,00	0,75	0,39	0,34
RR_NID_TOTAL	0,03	0,72	0,09	0,32	-0,02	0,73	0,26	0,32	0,33	0,73	0,92	0,08	-0,15	0,28	-0,03	0,75	1,00	0,29	0,26
RR_P_DIA	0,80	0,40	-0,41	0,96	0,23	0,41	-0,38	0,96	0,65	0,41	0,25	0,77	0,09	0,41	-0,39	0,39	0,29	1,00	0,63
RR_P_TOTAL	0,42	0,21	-0,20	0,58	0,68	0,24	-0,13	0,58	0,93	0,24	0,19	0,33	0,38	0,30	-0,13	0,34	0,26	0,63	1,00

Fonte: autor.

Figura C.7b – Correlograma “*taxas nutrientes x taxas nutrientes*”, relativas ao período D0-D7 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	ΔNID_P	ΔNH4_DIA	ΔNH4_TOTAL	ΔP_DIA	ΔP_TOTAL	ΔNID_DIA	ΔNID_TOTAL	TR_P_DIA	TR_P_TOTAL	TR_NI_D_DIA	TR_NI_D_TOTAL	R_P_DIA	R_P_TOTAL	R_NID_DIA	R_NID_TOTAL	RLR_NI_D_DIA	RLR_NI_D_TOTAL	RLR_P_DIA	RLR_P_TOTAL
ΔNID_P	1,00	0,07	-0,21	0,83	0,19	0,04	-0,20	0,83	0,48	0,04	0,07	0,63	0,23	0,07	-0,15	-0,05	0,03	0,80	0,42
ΔNH4_DIA	0,07	1,00	-0,21	0,48	-0,14	0,99	-0,19	0,48	0,29	0,99	0,70	0,40	-0,20	0,70	-0,40	0,84	0,72	0,40	0,21
ΔNH4_TOTAL	-0,21	-0,21	1,00	-0,36	0,29	-0,23	0,99	-0,36	-0,14	-0,23	0,23	-0,40	0,36	-0,10	0,80	-0,23	0,09	-0,41	-0,20
ΔP_DIA	0,83	0,48	-0,36	1,00	0,16	0,48	-0,33	1,00	0,65	0,48	0,32	0,77	0,06	0,46	-0,39	0,37	0,32	0,96	0,58
ΔP_TOTAL	0,19	-0,14	0,29	0,16	1,00	-0,13	0,31	0,16	0,65	-0,13	-0,07	0,17	0,75	0,24	0,44	0,01	-0,09	0,23	0,68
ΔNID_DIA	0,04	0,99	-0,23	0,48	-0,13	1,00	-0,19	0,48	0,31	1,00	0,71	0,39	-0,21	0,72	-0,42	0,86	0,73	0,41	0,24
ΔNID_TOTAL	-0,20	-0,19	0,99	-0,33	0,31	-0,19	1,00	-0,33	-0,09	-0,19	0,30	-0,38	0,37	-0,06	0,81	-0,20	0,14	-0,38	-0,17
TR_P_DIA	0,83	0,48	-0,36	1,00	0,16	0,48	-0,33	1,00	0,65	0,48	0,32	0,77	0,06	0,46	-0,39	0,37	0,32	0,96	0,58
TR_P_TOTAL	0,48	0,29	-0,14	0,65	0,65	0,31	-0,09	0,65	1,00	0,31	0,34	0,32	0,36	0,30	-0,17	0,28	0,28	0,65	0,93
TR_NID_DIA	0,04	0,99	-0,23	0,48	-0,13	1,00	-0,19	0,48	0,31	1,00	0,71	0,39	-0,21	0,72	-0,42	0,86	0,73	0,41	0,24
TR_NID_TOTAL	0,07	0,70	0,23	0,32	-0,07	0,71	0,30	0,32	0,34	0,71	1,00	0,01	-0,18	0,24	-0,09	0,59	0,91	0,25	0,17
R_P_DIA	0,63	0,40	-0,40	0,77	0,17	0,39	-0,38	0,77	0,32	0,39	0,01	1,00	0,25	0,60	-0,21	0,36	0,08	0,77	0,33
R_P_TOTAL	0,23	-0,20	0,36	0,06	0,75	-0,21	0,37	0,06	0,36	-0,21	-0,18	0,25	1,00	0,26	0,61	-0,17	-0,29	0,09	0,37
R_NID_DIA	0,07	0,70	-0,10	0,46	0,24	0,72	-0,06	0,46	0,30	0,72	0,24	0,60	0,26	1,00	-0,01	0,65	0,28	0,41	0,30
R_NID_TOTAL	-0,15	-0,40	0,80	-0,39	0,44	-0,42	0,81	-0,39	-0,17	-0,42	-0,09	-0,21	0,61	-0,01	1,00	-0,35	-0,23	-0,39	-0,19
RLR_NID_DIA	-0,05	0,84	-0,23	0,37	0,01	0,86	-0,20	0,37	0,28	0,86	0,59	0,36	-0,17	0,65	-0,35	1,00	0,75	0,39	0,34
RLR_NID_TOTAL	0,03	0,72	0,09	0,32	-0,09	0,73	0,14	0,32	0,28	0,73	0,91	0,08	-0,29	0,28	-0,23	0,75	1,00	0,29	0,23
RLR_P_DIA	0,80	0,40	-0,41	0,96	0,23	0,41	-0,38	0,96	0,65	0,41	0,25	0,77	0,09	0,41	-0,39	0,39	0,29	1,00	0,63
RLR_P_TOTAL	0,42	0,21	-0,20	0,58	0,68	0,24	-0,17	0,58	0,93	0,24	0,17	0,33	0,37	0,30	-0,19	0,34	0,23	0,63	1,00

Fonte: autor.

Figura C.7c – Correlograma “taxas nutrientes x taxas nutrientes”, relativas ao período D0-D3.

	Δ NID_P	Δ NH ₄ _DI A	Δ NH ₄ _TO TAL	Δ P_DIA	Δ P_TOTA L	Δ NID_DI A	Δ NID_TO TAL	TR_P_DIA	TR_P_TO TAL	TR_NID_ DIA	TR_NID_T OTAL	R_P_DIA	R_P_TOT AL	R_NID_DI A	R_NID_T OTAL	RR_NID_ DIA	RR_NID_ TOTAL	RR_P_DI A	RR_P_TO TAL
Δ NID_P	1,00	-0,23	0,21	0,94	0,48	-0,26	0,21	0,94	0,67	-0,26	0,07	0,87	0,46	-0,33	0,11	-0,34	-0,03	0,88	0,64
Δ NH ₄ _DI A	-0,23	1,00	0,45	-0,02	0,00	1,00	0,45	-0,02	0,07	1,00	0,95	-0,12	-0,13	0,55	0,14	0,93	0,96	-0,05	0,06
Δ NH ₄ _TO TAL	0,21	0,45	1,00	0,20	0,37	0,41	0,88	0,20	0,27	0,41	0,50	0,59	0,42	0,80	0,75	0,16	0,37	0,08	0,12
Δ P_DIA	0,94	-0,02	0,20	1,00	0,48	-0,05	0,20	1,00	0,79	-0,05	0,23	0,82	0,38	-0,26	0,06	-0,12	0,16	0,97	0,77
Δ P_TOTA L	0,48	0,00	0,37	0,48	1,00	-0,04	0,40	0,48	0,88	-0,04	-0,02	0,79	0,84	0,48	0,57	-0,16	-0,13	0,47	0,87
Δ NID_DI A	-0,26	1,00	0,41	-0,05	-0,04	1,00	0,41	-0,05	0,04	1,00	0,93	-0,16	-0,18	0,53	0,10	0,94	0,96	-0,06	0,03
Δ NID_TO TAL	0,21	0,45	0,88	0,20	0,40	0,41	1,00	0,20	0,36	0,41	0,67	0,59	0,47	0,81	0,87	0,17	0,51	0,09	0,13
TR_P_DIA	0,94	-0,02	0,20	1,00	0,48	-0,05	0,20	1,00	0,79	-0,05	0,23	0,82	0,38	-0,26	0,06	-0,12	0,16	0,97	0,77
TR_P_TO TAL	0,67	0,07	0,27	0,79	0,88	0,04	0,36	0,79	1,00	0,04	0,22	0,81	0,68	0,16	0,43	-0,06	0,10	0,80	0,91
TR_NID_ DIA	-0,26	1,00	0,41	-0,05	-0,04	1,00	0,41	-0,05	0,04	1,00	0,93	-0,16	-0,18	0,53	0,10	0,94	0,96	-0,06	0,03
TR_NID_T OTAL	0,07	0,95	0,50	0,23	-0,02	0,93	0,67	0,23	0,22	0,93	1,00	0,15	-0,04	0,48	0,40	0,81	0,94	0,16	0,00
R_P_DIA	0,87	-0,12	0,59	0,82	0,79	-0,16	0,59	0,82	0,81	-0,16	0,15	1,00	0,81	0,13	0,55	-0,33	-0,01	0,75	0,74
R_P_TOT AL	0,46	-0,13	0,42	0,38	0,84	-0,18	0,47	0,38	0,68	-0,18	-0,04	0,81	1,00	0,53	0,65	-0,34	-0,21	0,33	0,64
R_NID_DI A	-0,33	0,55	0,80	-0,26	0,48	0,53	0,81	-0,26	0,16	0,53	0,48	0,13	0,53	1,00	0,83	0,39	0,40	-0,28	0,11
R_NID_T OTAL	0,11	0,14	0,75	0,06	0,57	0,10	0,87	0,06	0,43	0,10	0,40	0,55	0,65	0,83	1,00	-0,06	0,22	-0,01	0,27
RR_NID_ DIA	-0,34	0,93	0,16	-0,12	-0,16	0,94	0,17	-0,12	-0,06	0,94	0,81	-0,33	-0,34	0,39	-0,06	1,00	0,91	-0,08	-0,02
RR_NID_ TOTAL	-0,03	0,96	0,37	0,16	-0,13	0,96	0,51	0,16	0,10	0,96	0,94	-0,01	-0,21	0,40	0,22	0,91	1,00	0,12	-0,02
RR_P_DI A	0,88	-0,05	0,08	0,97	0,47	-0,06	0,09	0,97	0,80	-0,06	0,16	0,75	0,33	-0,28	-0,01	-0,08	0,12	1,00	0,81
RR_P_TO TAL	0,64	0,06	0,12	0,77	0,87	0,03	0,13	0,77	0,91	0,03	0,00	0,74	0,64	0,11	0,27	-0,02	-0,02	0,81	1,00

Fonte: autor.

Figura C.7d – Correlograma “*taxas nutrientes x taxas nutrientes*”, relativas ao período D0-D3 com exclusão de dados relativos às Bat. 5 e 6.

	ΔNID_P	$\Delta NH4_DIA$	$\Delta NH4_TOTAL$	ΔP_DIA	ΔP_TOTAL	ΔNID_DIA	ΔNID_TOTAL	TR_P_DIA	TR_P_TOTAL	$TR_NI_D_DIA$	$TR_NI_D_TOTAL$	R_P_DIA	R_P_TOTAL	R_NID_DIA	R_NID_TOTAL	$RLR_NI_D_DIA$	$RLR_NI_D_TOTAL$	RLR_P_DIA	RLR_P_TOTAL
ΔNID_P	1,00	-0,23	0,21	0,94	0,48	-0,26	0,21	0,94	0,67	-0,26	0,07	0,87	0,46	-0,33	0,11	-0,34	-0,03	0,88	0,64
$\Delta NH4_DIA$	-0,23	1,00	0,45	-0,02	0,00	1,00	0,45	-0,02	0,07	1,00	0,95	-0,12	-0,13	0,55	0,14	0,93	0,96	-0,05	0,06
$\Delta NH4_TOTAL$	0,21	0,45	1,00	0,20	0,40	0,41	1,00	0,20	0,32	0,41	0,61	0,59	0,47	0,80	0,85	0,16	0,45	0,08	0,13
ΔP_DIA	0,94	-0,02	0,20	1,00	0,48	-0,05	0,20	1,00	0,79	-0,05	0,23	0,82	0,38	-0,26	0,06	-0,12	0,16	0,97	0,77
ΔP_TOTAL	0,48	0,00	0,40	0,48	1,00	-0,04	0,40	0,48	0,88	-0,04	-0,05	0,79	0,84	0,48	0,56	-0,16	-0,15	0,47	0,87
ΔNID_DIA	-0,26	1,00	0,41	-0,05	-0,04	1,00	0,41	-0,05	0,04	1,00	0,93	-0,16	-0,18	0,53	0,10	0,94	0,96	-0,06	0,03
ΔNID_TOTAL	0,21	0,45	1,00	0,20	0,40	0,41	1,00	0,20	0,33	0,41	0,64	0,59	0,46	0,81	0,87	0,17	0,47	0,09	0,13
TR_P_DIA	0,94	-0,02	0,20	1,00	0,48	-0,05	0,20	1,00	0,79	-0,05	0,23	0,82	0,38	-0,26	0,06	-0,12	0,16	0,97	0,77
TR_P_TOTAL	0,67	0,07	0,32	0,79	0,88	0,04	0,33	0,79	1,00	0,04	0,17	0,81	0,66	0,16	0,40	-0,06	0,05	0,80	0,92
$TR_NI_D_DIA$	-0,26	1,00	0,41	-0,05	-0,04	1,00	0,41	-0,05	0,04	1,00	0,93	-0,16	-0,18	0,53	0,10	0,94	0,96	-0,06	0,03
$TR_NI_D_TOTAL$	0,07	0,95	0,61	0,23	-0,05	0,93	0,64	0,23	0,17	0,93	1,00	0,15	-0,10	0,48	0,35	0,81	0,94	0,16	0,00
R_P_DIA	0,87	-0,12	0,59	0,82	0,79	-0,16	0,59	0,82	0,81	-0,16	0,15	1,00	0,81	0,13	0,55	-0,33	-0,01	0,75	0,74
R_P_TOTAL	0,46	-0,13	0,47	0,38	0,84	-0,18	0,46	0,38	0,66	-0,18	-0,10	0,81	1,00	0,53	0,63	-0,34	-0,26	0,33	0,63
R_NID_DIA	-0,33	0,55	0,80	-0,26	0,48	0,53	0,81	-0,26	0,16	0,53	0,48	0,13	0,53	1,00	0,83	0,39	0,40	-0,28	0,11
R_NID_TOTAL	0,11	0,14	0,85	0,06	0,56	0,10	0,87	0,06	0,40	0,10	0,35	0,55	0,63	0,83	1,00	-0,06	0,16	-0,01	0,26
$RLR_NI_D_DIA$	-0,34	0,93	0,16	-0,12	-0,16	0,94	0,17	-0,12	-0,06	0,94	0,81	-0,33	-0,34	0,39	-0,06	1,00	0,91	-0,08	-0,02
$RLR_NI_D_TOTAL$	-0,03	0,96	0,45	0,16	-0,15	0,96	0,47	0,16	0,05	0,96	0,94	-0,01	-0,26	0,40	0,16	0,91	1,00	0,12	-0,03
RLR_P_DIA	0,88	-0,05	0,08	0,97	0,47	-0,06	0,09	0,97	0,80	-0,06	0,16	0,75	0,33	-0,28	-0,01	-0,08	0,12	1,00	0,81
RLR_P_TOTAL	0,64	0,06	0,13	0,77	0,87	0,03	0,13	0,77	0,92	0,03	0,00	0,74	0,63	0,11	0,26	-0,02	-0,03	0,81	1,00

Fonte: autor.

Figura C.8a – Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas biomassa”,
relativas ao período D0-D7.

	ΔSST_DIA	ΔSST_OTAL	TP_SST_DIA	TP_SST_TOTALL	RLP_SST_DIA	RLP_SST_TOTAL	ΔP_ΔSST_DIA	ΔP_ΔSST_OTAL	ΔNID_ΔSST_DIA	ΔNID_ΔSST_OTAL
NH4	-0,06	-0,37	-0,06	-0,23	0,01	-0,29	0,01	0,12	0,09	0,12
NH4_N	-0,06	-0,37	-0,06	-0,23	0,01	-0,29	0,01	0,12	0,09	0,12
NO2_N	0,09	0,03	0,09	0,06	0,08	0,10	-0,16	0,07	-0,11	0,05
NO3_N	0,00	0,08	0,00	0,07	-0,02	0,11	-0,18	0,08	-0,08	0,06
NID	-0,05	-0,36	-0,05	-0,20	0,02	-0,24	-0,02	0,16	0,08	0,15
NID_INICIO	-0,12	-0,01	-0,12	0,05	-0,12	-0,05	0,10	0,18	0,15	0,19
NID_FIM	-0,06	-0,10	-0,06	-0,04	-0,02	0,00	-0,18	0,07	-0,27	0,06
P	-0,28	-0,33	-0,28	-0,23	-0,20	-0,23	0,07	0,17	-0,16	0,16
P_INICIO	0,00	0,33	0,00	0,38	-0,05	0,41	0,30	0,24	-0,23	0,22
P_FIM	-0,12	0,10	-0,12	0,12	-0,14	0,14	0,02	0,16	-0,07	0,16
DO540	0,31	0,27	0,31	0,15	0,32	0,25	0,09	-0,23	0,02	-0,23
DO682	0,38	0,29	0,38	0,18	0,38	0,27	0,05	-0,23	0,07	-0,23
DO750	0,35	0,27	0,35	0,16	0,35	0,25	0,07	-0,24	0,05	-0,24
SST	0,42	0,39	0,42	0,22	0,39	0,28	0,02	-0,21	-0,04	-0,21
SST_INICIO	0,05	-0,49	0,05	-0,54	0,07	-0,49	-0,04	-0,29	-0,26	-0,29
SST_FIM	0,10	-0,32	0,10	-0,41	0,14	-0,37	0,07	-0,28	-0,12	-0,27
NID_P	0,14	0,15	0,14	0,19	0,13	0,16	-0,10	-0,03	0,83	-0,02

Fonte: autor.

Figura C.8b – Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas biomassa”,
relativas ao período D0-D7. Excluindo B5 e B6.

	ΔSST_DIA	ΔSST_OTAL	TP_SST_DIA	TP_SST_TOTALL	RLP_SST_DIA	RLP_SST_TOTAL	ΔP_ΔSST_DIA	ΔP_ΔSST_OTAL	ΔNID_ΔSST_DIA	ΔNID_ΔSST_OTAL
NH4	-0,06	-0,40	-0,06	-0,24	0,01	-0,30	0,01	0,14	0,09	0,13
NH4_N	-0,06	-0,40	-0,06	-0,24	0,01	-0,30	0,01	0,14	0,09	0,13
NO2_N	0,09	0,20	0,09	0,11	0,08	0,12	-0,16	0,02	-0,11	0,02
NO3_N	0,00	0,28	0,00	0,13	-0,02	0,14	-0,18	0,04	-0,08	0,04
NID	-0,05	-0,37	-0,05	-0,23	0,02	-0,28	-0,02	0,15	0,08	0,15
NID_INICIO	-0,12	-0,03	-0,12	0,06	-0,12	-0,04	0,10	0,20	0,15	0,20
NID_FIM	-0,06	-0,18	-0,06	-0,19	-0,02	-0,19	-0,18	0,04	-0,27	0,04
P	-0,28	-0,38	-0,28	-0,29	-0,20	-0,33	0,07	0,17	-0,16	0,16
P_INICIO	0,00	0,34	0,00	0,38	-0,05	0,40	0,30	0,23	-0,23	0,22
P_FIM	-0,12	0,13	-0,12	0,11	-0,14	0,10	0,02	0,16	-0,07	0,17
DO540	0,31	0,30	0,31	0,17	0,32	0,26	0,09	-0,25	0,02	-0,25
DO682	0,38	0,34	0,38	0,20	0,38	0,28	0,05	-0,26	0,07	-0,25
DO750	0,35	0,31	0,35	0,17	0,35	0,26	0,07	-0,26	0,05	-0,26
SST	0,42	0,39	0,42	0,22	0,39	0,28	0,02	-0,21	-0,04	-0,21
SST_INICIO	0,05	-0,49	0,05	-0,54	0,07	-0,49	-0,04	-0,30	-0,26	-0,29
SST_FIM	0,10	-0,32	0,10	-0,41	0,14	-0,36	0,07	-0,27	-0,12	-0,27
NID_P	0,14	0,16	0,14	0,20	0,13	0,18	-0,10	-0,02	0,83	-0,02

Fonte: autor.

Figura C.8c – Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas biomassa”, relativas ao período D0-D3.

	ΔSST_DIA	ΔSST_TOTAL	TP_SST_DIA	TP_SST_TOTAL	RP_SST_DIA	RP_SST_TOTAL	ΔP_ΔSST_DIA	ΔP_ΔSST_TOTAL	ΔNID_ΔSST_DIA	ΔNID_ΔSST_TOTAL
NH4	-0,06	-0,26	-0,06	-0,27	-0,11	-0,36	0,02	-0,29	-0,35	-0,32
NH4_N	-0,06	-0,26	-0,06	-0,27	-0,11	-0,36	0,02	-0,29	-0,35	-0,32
NO2_N	0,53	0,17	0,53	0,17	0,48	0,20	0,36	0,11	0,51	0,02
NO3_N	0,57	0,17	0,57	0,17	0,53	0,20	0,44	0,10	0,59	0,02
NID	-0,03	-0,18	-0,03	-0,20	-0,08	-0,28	0,04	-0,27	-0,32	-0,36
NID_INICIO	0,50	0,05	0,50	0,08	0,43	-0,06	0,34	0,02	0,21	0,25
NID_FIM	0,07	0,05	0,07	0,04	-0,05	0,07	-0,34	0,05	-0,30	-0,05
P	-0,22	-0,22	-0,22	-0,19	-0,22	-0,22	0,05	-0,20	-0,23	-0,24
P_INICIO	0,65	0,52	0,65	0,57	0,68	0,55	0,89	0,66	0,66	0,48
P_FIM	0,30	0,30	0,30	0,23	0,19	0,25	-0,01	0,16	-0,05	0,16
DO540	-0,25	0,34	-0,25	0,23	-0,27	0,38	-0,48	0,20	-0,19	0,16
DO682	-0,05	0,40	-0,05	0,31	-0,06	0,45	-0,37	0,25	-0,07	0,20
DO750	-0,16	0,34	-0,16	0,25	-0,18	0,39	-0,47	0,24	-0,17	0,17
SST	-0,06	0,44	-0,06	0,29	-0,10	0,40	-0,25	0,10	0,07	0,18
SST_INICIO	-0,65	-0,66	-0,65	-0,72	-0,68	-0,63	-0,89	-0,29	-0,66	-0,30
SST_FIM	-0,66	-0,55	-0,66	-0,60	-0,66	-0,51	-0,80	-0,27	-0,58	-0,33
NID_P	0,56	0,23	0,56	0,20	0,48	0,17	0,18	-0,12	0,28	0,02

Fonte: autor.

Figura C.8d – Correlograma “variáveis laboratoriais x taxas biomassa”, relativas ao período D0-D3. Excluindo B5 e B6.

	ΔSST_DIA	ΔSST_TOTAL	TP_SST_DIA	TP_SST_TOTAL	RLP_SS_T_DIA	RLP_SS_T_TOTAL	ΔP_ΔSST_DIA	ΔP_ΔSST_TOTAL	ΔNID_ΔSST_DIA	ΔNID_ΔSST_TOTAL
NH4	-0,06	-0,23	-0,06	-0,25	-0,11	-0,33	0,02	-0,28	-0,35	-0,36
NH4_N	-0,06	-0,23	-0,06	-0,25	-0,11	-0,33	0,02	-0,28	-0,35	-0,36
NO2_N	0,53	0,16	0,53	0,20	0,48	0,13	0,36	0,23	0,51	0,10
NO3_N	0,57	0,14	0,57	0,20	0,53	0,11	0,44	0,23	0,59	0,11
NID	-0,03	-0,21	-0,03	-0,22	-0,08	-0,31	0,04	-0,24	-0,32	-0,34
NID_INICIO	0,50	0,07	0,50	0,10	0,43	-0,03	0,34	0,07	0,21	0,28
NID_FIM	0,07	-0,21	0,07	-0,20	-0,05	-0,24	-0,34	-0,01	-0,30	-0,13
P	-0,22	-0,32	-0,22	-0,27	-0,22	-0,33	0,05	-0,17	-0,23	-0,23
P_INICIO	0,65	0,50	0,65	0,56	0,68	0,53	0,89	0,72	0,66	0,51
P_FIM	0,30	0,27	0,30	0,17	0,19	0,17	-0,01	0,22	-0,05	0,23
DO540	-0,25	0,35	-0,25	0,23	-0,27	0,38	-0,48	0,14	-0,19	0,14
DO682	-0,05	0,41	-0,05	0,31	-0,06	0,45	-0,37	0,18	-0,07	0,18
DO750	-0,16	0,35	-0,16	0,24	-0,18	0,39	-0,47	0,17	-0,17	0,15
SST	-0,06	0,43	-0,06	0,27	-0,10	0,39	-0,25	0,08	0,07	0,18
SST_INICIO	-0,65	-0,66	-0,65	-0,72	-0,68	-0,64	-0,89	-0,36	-0,66	-0,33
SST_FIM	-0,66	-0,54	-0,66	-0,59	-0,66	-0,50	-0,80	-0,29	-0,58	-0,35
NID_P	0,56	0,26	0,56	0,22	0,48	0,20	0,18	-0,11	0,28	0,02

Fonte: autor.

Figura C.9a – Correlograma “*taxas nutrientes x taxas biomassa*”,
relativas ao período D0-D7.

	ΔSST_DIA	ΔSST_OTAL	TP_SST_DIA	TP_SST_TOTL	RLP_SST_DIA	RLP_SST_TOTL	ΔP_ΔSST_DIA	ΔP_ΔSST_TOTL	ΔNID_ΔSST_DIA	ΔNID_ΔSST_TOTL
ΔNID_P	0,60	0,20	0,60	0,27	0,57	0,26	0,25	-0,02	-0,01	-0,04
ΔNH4_DIA	0,13	0,06	0,13	-0,04	0,14	-0,08	-0,10	0,03	0,17	0,03
ΔNH4_TOTL	-0,06	0,30	-0,06	0,24	-0,12	0,19	0,08	0,05	0,06	0,07
ΔP_DIA	0,54	0,15	0,54	0,23	0,54	0,21	0,23	0,02	0,05	0,00
ΔP_TOTL	0,19	0,57	0,19	0,53	0,10	0,55	0,21	0,09	-0,09	0,08
ΔNID_DIA	0,08	0,03	0,08	-0,05	0,08	-0,10	-0,08	0,06	0,21	0,05
ΔNID_TOTL	-0,08	0,26	-0,08	0,20	-0,13	0,14	0,11	0,02	0,08	0,04
TR_P_DIA	0,54	0,15	0,54	0,23	0,54	0,21	0,23	0,02	0,05	0,00
TR_P_TOTL	0,32	0,32	0,32	0,48	0,28	0,49	0,19	0,14	-0,03	0,13
TR_NID_DIA	0,08	0,03	0,08	-0,05	0,08	-0,10	-0,08	0,06	0,21	0,05
TR_NID_TOTL	-0,06	-0,11	-0,06	-0,07	-0,07	-0,13	0,05	0,10	0,04	0,11
R_P_DIA	0,50	0,11	0,50	0,08	0,48	0,08	0,08	-0,12	0,07	-0,16
R_P_TOTL	0,38	0,59	0,38	0,55	0,29	0,55	0,06	-0,13	0,16	-0,13
R_NID_DIA	0,19	0,16	0,19	0,09	0,16	0,08	-0,06	-0,19	0,14	-0,21
R_NID_TOTL	0,09	0,36	0,09	0,23	0,02	0,20	0,07	-0,14	-0,01	-0,12
RR_NID_DIA	-0,08	0,01	-0,08	-0,10	-0,12	-0,12	-0,06	0,07	0,06	0,06
RR_NID_TOTL	-0,13	-0,15	-0,13	-0,13	-0,15	-0,18	0,01	0,12	-0,03	0,13
RR_P_DIA	0,46	0,16	0,46	0,22	0,46	0,21	0,36	0,03	0,08	0,01
RR_P_TOTL	0,22	0,35	0,22	0,49	0,16	0,54	0,14	0,15	-0,09	0,14

Fonte: autor.

Figura C.9b – Correlograma “*taxas nutrientes x taxas biomassa*”,
relativas ao período D0-D7. Excluindo B5 e B6.

	ΔSST_DIA	ΔSST_OTAL	TP_SST_DIA	TP_SST_TOTL	RLP_SST_DIA	RLP_SST_TOTL	ΔP_ΔSST_DIA	ΔP_ΔSST_TOTL	ΔNID_ΔSST_DIA	ΔNID_ΔSST_TOTL
ΔNID_P	0,60	0,20	0,60	0,27	0,57	0,26	0,25	-0,02	-0,01	-0,04
ΔNH4_DIA	0,13	0,06	0,13	-0,04	0,14	-0,08	-0,10	0,03	0,17	0,03
ΔNH4_TOTL	-0,06	0,30	-0,06	0,24	-0,12	0,20	0,08	0,06	0,06	0,07
ΔP_DIA	0,54	0,15	0,54	0,23	0,54	0,21	0,23	0,02	0,05	0,00
ΔP_TOTL	0,19	0,58	0,19	0,56	0,10	0,59	0,21	0,10	-0,09	0,09
ΔNID_DIA	0,08	0,03	0,08	-0,05	0,08	-0,10	-0,08	0,06	0,21	0,05
ΔNID_TOTL	-0,08	0,28	-0,08	0,23	-0,13	0,19	0,11	0,06	0,08	0,07
TR_P_DIA	0,54	0,15	0,54	0,23	0,54	0,21	0,23	0,02	0,05	0,00
TR_P_TOTL	0,32	0,32	0,32	0,50	0,28	0,52	0,19	0,15	-0,03	0,14
TR_NID_DIA	0,08	0,03	0,08	-0,05	0,08	-0,10	-0,08	0,06	0,21	0,05
TR_NID_TOTL	-0,06	-0,14	-0,06	-0,07	-0,07	-0,12	0,05	0,13	0,04	0,13
R_P_DIA	0,50	0,11	0,50	0,08	0,48	0,08	0,08	-0,12	0,07	-0,16
R_P_TOTL	0,38	0,64	0,38	0,61	0,29	0,63	0,06	-0,12	0,16	-0,12
R_NID_DIA	0,19	0,16	0,19	0,09	0,16	0,08	-0,06	-0,19	0,14	-0,21
R_NID_TOTL	0,09	0,39	0,09	0,28	0,02	0,27	0,07	-0,12	-0,01	-0,11
RLR_NID_DIA	-0,08	0,01	-0,08	-0,10	-0,12	-0,12	-0,06	0,07	0,06	0,06
RLR_NID_TOTL	-0,13	-0,18	-0,13	-0,14	-0,15	-0,18	0,01	0,16	-0,03	0,15
RLR_P_DIA	0,46	0,16	0,46	0,22	0,46	0,21	0,36	0,03	0,08	0,01
RLR_P_TOTL	0,22	0,36	0,22	0,50	0,16	0,56	0,14	0,16	-0,09	0,14

Fonte: autor.

Figura C.9c – Correlograma “taxas nutrientes x taxas biomassa”,
relativas ao período D0-D3.

	ΔSST_DIA	ΔSST_TOT	TP_SST_DIA	TP_SST_TOT	RP_SST_DIA	RP_SST_TOT	ΔP_ΔSST_DIA	ΔP_ΔSST_TOT	ΔNID_ΔSST_DIA	ΔNID_ΔSST_TOT
ΔNID_P	0,78	0,45	0,78	0,52	0,75	0,51	0,46	0,64	0,14	0,58
ΔNH4_DIA	0,02	0,21	0,02	0,09	-0,02	0,05	0,04	0,08	-0,09	-0,07
ΔNH4_TOT	0,56	0,28	0,56	0,33	0,51	0,26	0,33	0,30	0,46	0,58
ΔP_DIA	0,85	0,56	0,85	0,66	0,83	0,65	0,62	0,72	0,22	0,59
ΔP_TOT	0,74	0,65	0,74	0,68	0,76	0,68	0,75	0,77	0,76	0,64
ΔNID_DIA	-0,01	0,18	-0,01	0,06	-0,06	0,02	0,02	0,04	-0,12	-0,11
ΔNID_TOT	0,56	0,20	0,56	0,24	0,52	0,16	0,33	0,24	0,46	0,56
TR_P_DIA	0,85	0,56	0,85	0,66	0,83	0,65	0,62	0,72	0,22	0,59
TR_P_TOT	0,88	0,60	0,88	0,66	0,91	0,64	0,94	0,69	0,72	0,64
TR_NID_DIA	-0,01	0,18	-0,01	0,06	-0,06	0,02	0,02	0,04	-0,12	-0,11
TR_NID_TOT	0,28	-0,06	0,28	-0,09	0,21	-0,15	0,16	-0,06	-0,02	0,14
R_P_DIA	0,90	0,65	0,90	0,74	0,88	0,74	0,58	0,81	0,42	0,77
R_P_TOT	0,69	0,61	0,69	0,64	0,71	0,65	0,52	0,57	0,63	0,58
R_NID_DIA	0,15	0,32	0,15	0,32	0,15	0,31	0,11	0,21	0,33	0,19
R_NID_TOT	0,46	0,20	0,46	0,28	0,46	0,25	0,23	0,29	0,44	0,53
RR_NID_DIA	-0,19	0,06	-0,19	-0,08	-0,22	-0,11	-0,05	-0,15	-0,24	-0,36
RR_NID_TOT	0,12	-0,11	0,12	-0,16	0,06	-0,21	0,08	-0,13	-0,15	-0,06
RR_P_DIA	0,76	0,56	0,76	0,65	0,77	0,65	0,65	0,63	0,20	0,45
RR_P_TOT	0,82	0,65	0,82	0,67	0,85	0,70	0,94	0,68	0,69	0,50

Fonte: autor.

Figura C.9d – Correlograma “taxas nutrientes x taxas biomassa”,
relativas ao período D0-D3. Excluindo Bat. 5 e 6.

	ΔSST_DIA	ΔSST_TOT	TP_SST_DIA	TP_SST_TOT	RLP_SS_TOT_DIA	RLP_SS_TOT_TOT	ΔP_ΔSST_DIA	ΔP_ΔSST_TOT	ΔNID_ΔSST_DIA	ΔNID_ΔSST_TOT
ΔNID_P	0,78	0,45	0,78	0,52	0,75	0,51	0,46	0,64	0,14	0,58
ΔNH4_DIA	0,02	0,21	0,02	0,09	-0,02	0,05	0,04	0,08	-0,09	-0,07
ΔNH4_TOT	0,56	0,26	0,56	0,31	0,51	0,23	0,33	0,30	0,46	0,59
ΔP_DIA	0,85	0,56	0,85	0,66	0,83	0,65	0,62	0,72	0,22	0,59
ΔP_TOT	0,74	0,69	0,74	0,71	0,76	0,73	0,75	0,78	0,76	0,64
ΔNID_DIA	-0,01	0,18	-0,01	0,06	-0,06	0,02	0,02	0,04	-0,12	-0,11
ΔNID_TOT	0,56	0,25	0,56	0,29	0,52	0,22	0,33	0,28	0,46	0,59
TR_P_DIA	0,85	0,56	0,85	0,66	0,83	0,65	0,62	0,72	0,22	0,59
TR_P_TOT	0,88	0,66	0,88	0,71	0,91	0,71	0,94	0,72	0,72	0,65
TR_NID_DIA	-0,01	0,18	-0,01	0,06	-0,06	0,02	0,02	0,04	-0,12	-0,11
TR_NID_TOT	0,28	-0,02	0,28	-0,05	0,21	-0,10	0,16	-0,03	-0,02	0,16
R_P_DIA	0,90	0,65	0,90	0,74	0,88	0,74	0,58	0,81	0,42	0,77
R_P_TOT	0,69	0,68	0,69	0,70	0,71	0,72	0,52	0,57	0,63	0,58
R_NID_DIA	0,15	0,32	0,15	0,32	0,15	0,31	0,11	0,21	0,33	0,19
R_NID_TOT	0,46	0,26	0,46	0,33	0,46	0,32	0,23	0,31	0,44	0,55
RLR_NID_DIA	-0,19	0,06	-0,19	-0,08	-0,22	-0,11	-0,05	-0,15	-0,24	-0,36
RLR_NID_TOT	0,12	-0,08	0,12	-0,13	0,06	-0,18	0,08	-0,12	-0,15	-0,06
RLR_P_DIA	0,76	0,56	0,76	0,65	0,77	0,65	0,65	0,63	0,20	0,45
RLR_P_TOT	0,82	0,69	0,82	0,71	0,85	0,75	0,94	0,67	0,69	0,49

Fonte: autor.

