

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
ÁREA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS



Dissertação de Mestrado

**ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM UMA LAGOA DE
POLIMENTO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO EM ESCALA REAL**

Sílvia Mariana da Silva Barbosa
Orientador: Prof. Dr. Mario Takayuki Kato
Coorientadora: Dra. Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves

Recife - PE
2013

Sílvia Mariana da Silva Barbosa

**ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM UMA LAGOA DE
POLIMENTO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO EM ESCALA REAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Orientador: Prof. Dr. Mário Takayuki Kato.

Coorientadora: Dra Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves.

Recife - PE
2013

Nome: BARBOSA, Sílvia Mariana da Silva.

Título: Estudo da remoção de nitrogênio em uma lagoa de polimento tratando esgoto doméstico em escala real.

Catálogo na fonte
Bibliotecário Marcos Aurélio Soares da Silva, CRB-4 / 1175

B238e Barbosa, Silvia Mariana da Silva.
Estudo da remoção de nitrogênio em uma lagoa de polimento tratando esgoto doméstico em escala real / Silvia Mariana da Silva Barbosa - Recife: O Autor, 2013.
xvi, 126 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientador: Prof^o Dr.^o Mario Takayuki Kato.
Coorientadora: Dr^a Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco.
CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2013.
Inclui Referências e Apêndices.

1. Engenharia Civil. 2.Lagoa de Polimento. 3.Remoção e Nutrientes. 4.Nitrogênio. 5.Fitoplâncton. I. Kato, Mario Takayuki (Orientador). II. Título.

624 CDD (22. ed.)

UFPE
BCTG/2013-198



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS - GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

À Comissão Examinadora da Dissertação de Mestrado

ESTUDO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO
EM ESCALA REAL

Defendida por
Sílvia Mariana da Silva Barbosa

Considera a candidata: APROVADA

Recife, 15 de março de 2013

Orientadores:

Prof. Dr. Mário Takayuki Kato
(orientador)

Prof^a. Dr^a. Elizabeth Amaral Pastich Gonçalves - UFPE
(coorientador)

Banca examinadora:

Prof. Dr. Mário Takayuki Kato
(examinador interno)

Prof. Dr. Roque Passos Piveli - USP
(examinador externo)

Prof^a. Dr^a. Kênia Kelly Barros Silva – UFPE/CA
(examinador externo)

Prof^a. Dr^a. Maria de Lourdes Florencio dos Santos – UFPE
(examinador interno)

DEDICATÓRIA:

Dedico este trabalho à meus sobrinhos: Marília e João, por me ensinarem que é possível ser feliz no prazer de pequenas coisas.

“Mestre não é quem sempre ensina, mas quem de repente aprende.”

Guimarães Rosa

AGRADECIMENTOS

Aos professores do grupo de pós – graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela oportunidade de realização do curso de mestrado, pelos ensinamentos ofertados nas disciplinas e pela paciência durante as aulas.

Ao meu orientador Mário Kato por seus valiosos ensinamentos e exemplo de disciplina.

À professora Lurdinha Florencio, pela dedicação, pelas preciosas sugestões e por todo entusiasmo que nos contagiou em momentos cruciais.

À minha coorientadora e amiga Dr^a Elizabeth Pastich, por todo apoio desde minha chegada ao LSA. Obrigada por ter sido um exemplo de determinação.

Ao técnico e amigo Ronaldo Fonseca, que sempre deu o seu máximo para atender nossas necessidades no laboratório.

À Larissa Ribeiro, que dividiu comigo todos os altos e baixos desse trabalho. Não posso deixar de agradecer pelo “chá, simpatia e sofá”. Obrigada pelas acolhidas e por sua grande amizade.

À Marcella Viana, por todos os momentos bons e ruins (mas de grande aprendizado) que vivemos no mestrado. Obrigada por sua amizade.

As alunas Jucélia Tavares (Celinha) pela providencial ajuda na contagem do fitoplâncton, e a grande amiga Valéria Trajano pela ajuda nas análises laboratoriais.

À Igor Sigifroi, pela enorme contribuição dada a esse trabalho, por sua proatividade, e por nunca negar um pedido de “socorro”. Muito obrigada por tudo.

À equipe feminina: Daniele Campos, Juliana Lira e Sabrina Rodrigues pela ajuda na coleta nictemeral I, e à equipe masculina: Luiz Galdino, Max Diogo, Renê Benevides e Marcus Vinicius por estarem presentes na (difícil) coleta nictemeral II. Teria sido impraticável não fosse a força física, o bom humor e a amizade de vocês. Muito obrigada.

À Poliana Januário (Poli POP), que ganhou um apelido muito carinhoso, por sempre socorrer a todos na execução das análises. Muito obrigada “menininha”.

Ao amigo Luciano operador da ETE Rio Formoso. Agradeço imensamente pelo auxílio prestado principalmente nas coletas nictemerais.

Às secretárias do Grupo de Saneamento Ambiental Tamilys Sandrelle, Janaína Campos pela agilidade com as questões financeiras, e à Andréia Negromonte, secretária do grupo de Pós - Graduação em Engenharia Civil. Obrigada por “quebrar os galhos” com tanto bom humor.

Finalmente à meus pais e irmãos por cuidarem de mim sempre, à meus sobrinhos Marília e João por todos os abraços beijinhos e carinhos. Agradeço imensamente por estarem aqui.

Agradeço de coração à “família LSA”. Ana Linda Thiago, Arthur Santos, Bárbara Trindade, Bruna Alencar, Danilo Mamede, Débora Lima, Edécio Souza, Ednaldo Silva, Emanuela Martinho, Luiza Feitosa, Mayane Fernanda, Mitsue Maia, Nailza Arruda, Raphael Andrade, Thayane Vasconcelos, Thorsten Kochling. Obrigada por serem parte de minha jornada.

Aos órgãos de fomento: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa para realização da pesquisa, à Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da UFPE (FADE), e ao PRONEX pela concessão de recursos para realização das viagens a campo.

À COMPESA (gerência regional Mata-Sul) por autorizar a realização dos estudos na ETE Rio Formoso.

À Deus por me sustentar e não permitir que eu naufragasse, mesmo quando o vento soprou forte contra meu barco.

Sumário

Lista de Figuras	X
Lista de Tabelas	XIII
Lista de Abreviaturas siglas e símbolos	XIV
1. INTRODUÇÃO.....	16
2. OBJETIVOS.....	18
2.1 Objetivo geral	18
2.2 Objetivos específicos	18
3. REVISÃO DE LITERATURA	19
3.1 Saneamento básico no Brasil	19
3.2 Princípios sobre lagoas de estabilização	20
3.2.2 Ocorrência de estratificação térmica e química em lagoas	23
3.2.3 Regime hidráulico em lagoas	23
3.3 Aspectos sobre o nitrogênio em ecossistemas aquáticos	24
3.3.1 O aporte de nitrogênio nos esgotos sanitários.....	25
3.3.4 Dinâmica do nitrogênio nas lagoas de estabilização.....	26
3.3.5 Remoção de N em lagoas (uma breve discussão sobre os modelos matemáticos propostos).....	32
3.4 Aspectos gerais sobre o fitoplâncton	42
3.4.1 Fitoplâncton em lagoas de estabilização	43
4. METODOLOGIA.....	46
4.1 Caracterização da área experimental	46
4.2 Descrição da ETE Rio Formoso	47
4.4 Monitoramento na lagoa de polimento	48
4.4.1 Amostragem	49
4.5 Parâmetros analisados.....	51
4.5.1 Dados meteorológicos	51
4.5.2 Monitoramento de campo	52
4.5.3 Parâmetros físico-químicos	52
4.5.4 Parâmetros bacteriológicos	53
4.5.5 Análise qualiquantitativa do fitoplâncton	53
4.6 Descrição das coletas nictemerai.....	55

4.7 Tratamento estatístico dos dados	56
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
5.1 Avaliação geral da lagoa de polimento	57
5.1.2 Aspectos climatológicos.....	58
5.1.3 Temperatura da água, pH e oxigênio dissolvido	59
5.1.4 Alcalinidade	64
5.1.5 Remoção de matéria orgânica	65
5.1.6 Sólidos suspensos, turbidez, zona eufótica e clorofila α	70
5.1.7 Fósforo total	78
5.1.8 Parâmetros bacteriológicos	79
5.2 Avaliação da remoção de nitrogênio.....	80
5.2.1 Nitrito e nitrato	80
5.2.2 Nitrogênio orgânico	82
5.2.3 Nitrogênio amoniacal	83
5.2.4 NTK.....	90
5.2.5 Considerações sobre as espécies de nitrogênio	94
5.3 Avaliação do comportamento da lagoa de polimento em escala nictemeral	99
5.3.1 Aspectos meteorológicos na investigação nictemeral.....	100
5.3.2 Espécies de nitrogênio na lagoa em escala nictemeral.....	101
5.3.3 Análise do fitoplâncton em escala nictemeral.....	106
7. CONCLUSÕES	110
Recomendações a trabalhos futuros	112
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	113
APÊNDICES	120

Lista de Figuras

Figura 3.1- Principais transformações do nitrogênio em lagoas de estabilização.....	27
Figura 3.2- Resultados obtidos a partir do modelo de Senzia <i>et al.</i> (2003).....	39
Figura 4.1 – Localização espacial da área de estudo.....	47
Figura 4.2- Desenho esquemático da Estação de Tratamento de Esgoto de Rio Formoso PE.....	48
Figura 4.3 - Desenho esquemático da localização dos pontos amostrados na ETE Rio Formoso-PE e lagoa de polimento com respectivos pontos de coleta.....	51
Figura 4.4 - Pontos de coleta.....	52
Figura 4.5 - Coletas nictemerais.....	57
Figura 5.1- Precipitação total referente aos meses de monitoramento.....	59
Figura 5.2- Variação da incidência de radiação solar durante o período de monitoramento.....	60
Figura 5.3- Temperaturas médias afluentes (P1) e efluente (P2).....	61
Figura 5.4- Variação da temperatura média no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	62
Figura 5.5- Valores médios de pH afluente (P1) e efluente (P2) à lagoa de polimento.....	63
Figura 5.6- Variação do pH médio no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	64
Figura 5.7- Variação do OD no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	65
Figura 5.8- Variação da alcalinidade no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	67
Figura 5.9- Variação da DBO total no afluente (P1) efluente (P2).....	68
Figura 5.10- Variação da DBO dissolvida no afluente (P1) efluente (P2) da lagoa de polimento.....	69
Figura 5.11- Variação da DBO particulada no afluente (P1) efluente (P2) da lagoa de polimento.....	70
Figura 5.12- Variação da DQO total no afluente (P1) efluente (P2).....	71
Figura 5.13- Variação da DQO dissolvida no afluente (P1) efluente (P2) da lagoa de polimento.....	72
Figura 5.14- Variação da DQO particulada no afluente (P1) efluente (P2) da lagoa de polimento.....	72
Figura 5.15- Variação da concentração de sólidos suspensos totais no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	74
Figura 5.16- Variação da concentração de sólidos suspensos voláteis no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	75
Figura 5.17- Variação da concentração de sólidos suspensos fixos no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	75
Figura 5.18- Relação de SSV e SSF na composição dos SST no afluente (P1), efluente (P2) e no interior da lagoa de polimento.....	76

Figura 5.19- Variação Comportamento da clorofila α afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	77
Figura 5.20- Comportamento da turbidez no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	78
Figura 5.21- Turbidez e a abrangência da zona eufótica (colunas E1 E2 E3) nos pontos superficiais da lagoa de polimento.....	79
Figura 5.22- Precipitação acumulada e a abrangência da zona eufótica.....	80
Figura 5.23- Comportamento do fósforo total no afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.....	82
Figura 5.24- Comportamento do nitrito nos pontos afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	84
Figura 5.25- Comportamento do nitrato nos pontos afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	84
Figura 5.26- Comportamento do nitrogênio orgânico nos pontos afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	86
Figura 5.27- Comportamento do nitrogênio amoniacal total nos pontos afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	88
Figura 5.28- Série histórica das concentrações de N-amoniacal total nos pontos E1 (a), E2 (b) e E3 (c) da lagoa de polimento.....	88
Figura 5.29- correlação entre a concentração de N-amoniacal total e o pH para os pontos da lagoa de polimento.....	89
Figura 5.30- concentração de amônia não ionizada em função do pH do líquido, segundo Emerson, <i>et al.</i> (1975).....	90
Figura 5.31- Concentração de N-amoniacal total e a densidade total do fitoplâncton na lagoa de polimento.....	92
Figura 5.32- Densidade total do fitoplâncton na coluna d'água.....	92
Figura 5.33- Ajuste dos dados obtidos aos modelos de predição de N-amoniacal total no efluente (a) modelo proposto por Pano e Middlebrooks (1982) e Yáñez (2001).....	93
Figura 5.34- Comportamento do NTK nos pontos afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	95
Figura 5.35- Série histórica das concentrações de NTK nos pontos E1 (a), E2 (b) e E3 (c) na lagoa de polimento.....	96
Figura 5.36- Ajuste dos dados obtidos aos modelos de predição de N- total no efluente modelo proposto por Reed (1985) e Crites e Tchobanoglous (2001).....	98
Figura 5.37- Distribuição das espécies que perfazem o NTK nos pontos afluente (P1) e efluente (P2) (a), e percentagem de cada uma das espécies na constituição do NTK	99
Figuras 5.38 a e b- Distribuição média das concentrações que perfazem o NTK no efluente da lagoa da polimento incluindo o fracionamento de N-orgânico(a). Percentual de cada fração (b).....	100
Figura 5.39- Significância das vias de remoção de N-amoniacal possivelmente atuantes.....	102
Figura 5.40- Significância das vias de remoção de N-amoniacal atuantes.....	102

Figura 5.41- Significância das vias de remoção de N-amoniacoal possivelmente atuantes na lagoa de polimento, considerando a volatilização da parcela de NH ₃	103
Figura 5.42- Significância das vias de remoção de N-amoniacoal possivelmente atuantes e intervalo de confiança (ao nível 95%).....	103
Figuras 5.43- Precipitação total diária referente ao mês de julho de 2012 - estação chuvosa (a), e novembro-estação seca (b). Fonte: LAMEPE.....	105
Figura 5.44: Radiação solar acumulada ao longo do ciclo diário (a) período chuvoso (b) período seco.....	106
Figura 5.45-Temperatura do ar ao longo do ciclo diário. (a) período chuvoso (b) período seco.....	106
Figura 5.46- Distribuição das espécies que perfazem o NTK na superfície e fundo do período predominantemente chuvoso (a) e seco (b).....	107
Figura 5.47- Variação nictemeral das concentrações de N-amoniacoal total e temperatura (a) pH (b) e oxigênio dissolvido (c) na superfície e fundo em mês predominantemente chuvoso (julho 2012).....	108
Figura 5.48- Variação nictemeral das concentrações de N-amoniacoal total e temperatura (a) pH (b) e oxigênio dissolvido (c) na superfície e fundo em mês predominantemente seco (novembro 2012).....	108
Figura 5.49- Concentração de NH ₃ em função do pH (a) e ao longo do dia.....	110
Figura 5.50- Densidade total do fitoplâncton na superfície e fundo em mês predominantemente chuvoso (julho 2012) e seco (novembro 2012).....	111
Figuras 5.51- Densidade total do fitoplâncton na lagoa de polimento em escala nictemeral. (a) período chuvoso (b) período seco.....	112
Figuras 5.52- Densidade total do fitoplâncton e concentração de N-amoniacoal total na lagoa de polimento em escala nictemeral. (a) período chuvoso (b) período seco.....	113
Figuras 5.53- Densidade específica do fitoplâncton na lagoa de polimento. (a) período chuvoso (b) período seco.....	113

Lista de Tabelas

Tabela 3.1 - Composição dos esgotos em etapas de tratamento por reatores anaeróbios e lagoas de polimento.....	22
Tabela 3.2 - Resumo das principais características dos tipos de lagoa de estabilização....	23
Tabela 3.3 - Composição típica de nitrogênio nos esgotos.....	27
Tabela 3.4 - Vias preponderantes de remoção de nitrogênio segundo autores.....	42
Tabela 4.1 - Dimensões da ETE Rio Formoso.....	49
Tabela 4.2 - Cargas de DBO e NTK aplicadas à lagoa de polimento.....	49
Tabela 4.3 - Parâmetros monitorados em campo e respectivos métodos.....	53
Tabela 4.4 - Parâmetros avaliados em laboratório.....	56
Tabela 4.5 - Parâmetros avaliados nos pontos de amostragem da lagoa de polimento	56
Tabela 5.1 - Médias aritméticas dos parâmetros analisados em cada ponto durante todo período de amostragem.....	58
Tabela 5.2- Estatística descritiva para as variáveis temperatura, pH e oxigênio..... dissolvido nos pontos afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	66
Tabela 5.3-Estatística descritiva para alcalinidade avaliados no afluente efluente e lagoa de polimento.....	67
Tabela 5.4 - Estatística descritiva para a DBO total, dissolvida e particulada avaliada no fluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.....	70
Tabela 5.5 - Estatística descritiva dos parâmetros DQO total, dissolvida e particulada no afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.....	73
Tabela 5.6 - Estatística descritiva referente aos SST, SSV e SSF no afluente (P1) e efluente (P2) e no interior da lagoa de polimento.....	76
Tabela 5.7 - Estatística descritiva referente a clorofila a interior da lagoa de polimento ponto efluente (P2).....	78
Tabela 5.8 - Estatística descritiva dos parâmetros turbidez e zona eufótica na lagoa de polimento.....	81
Tabela 5.9 - Estatística descritiva referente às concentrações de nitrogênio orgânico no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	87
Tabela 5.10 - Eficiências na remoção de N-amoniaco ao longo do estudo.....	94
Tabela 5.11 - Estatística descritiva dos dados referentes a N-amoniaco total.....	95
Tabela 5.12 - Eficiências na remoção de NTK ao longo do estudo.....	97
Tabela 5.13 - Estatística descritiva referente às concentrações de (NTK) no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.....	98

Lista de abreviaturas, siglas e símbolos.

96Lc ₅₀	Concentração tóxica para 50% dos animais em 96h
A	Área
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CPRH	Agência Estadual de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E1S	Estação 1 de coleta superfície da lagoa de polimento
E1F	Estação 1 de coleta Fundo da lagoa de polimento
E2S	Estação 2 de coleta Superfície da lagoa de polimento
E2F	Estação 2 de coleta Fundo da lagoa de polimento
E3S	Estação 3 de coleta Superfície da lagoa de polimento
E3F	Estação 3 de coleta Fundo da lagoa de polimento
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
Lc ₅₀	Concentração letal para 50% dos animais testados
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
N ₂	Nitrogênio Molecular
N-amn	Nitrogênio Amoniacal Total
NMP	Número Mais Provável
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
P1	Ponto afluente da lagoa de polimento
P2	Ponto efluente da lagoa de polimento
pH	Potencial Hidrogeniônico
Q	Vazão do Líquido
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
T	Temperatura
t	Tempo
TAS	Taxa de Aplicação Superficial
TAV	Taxa de Aplicação Volumétrica
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

Resumo:

No presente trabalho avaliou-se o desempenho de uma lagoa de polimento usada no pós-tratamento de esgoto doméstico em escala real no município de Rio Formoso, litoral sul de Pernambuco. O objetivo principal foi investigar a remoção de nitrogênio na lagoa no que tange aspectos físico-químicos, biológicos, e ambientais. Foram coletadas amostras em sua superfície e fundo, além do esgoto afluente e efluente, compreendendo um período de 14 meses, em um processo de avaliação quinzenal abrangendo a estação chuvosa e a estiagem. Foram relacionadas concentrações reais efluentes de NTK e N-amoniaco com valores estimados obtidos por modelos matemáticos; o ajuste dos modelos foi considerado fraco. A eficiência média da lagoa foi de 49% na remoção de N-amoniaco total, sendo constatadas concentrações efluentes abaixo de 20 mg L^{-1} em mais de 80% do período monitorado. Não foram detectadas concentrações de nitrito e nitrato acima de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$. Não houve diferenças expressivas quanto à remoção de N-amoniaco, assim como variações nos parâmetros físico-químicos durante os períodos seco e chuvoso. Os resultados expressos em balanço de massa induzem que, embora em valores aquém do esperado, a captura do N pela biomassa de algas assumiu um importante papel na remoção de nitrogênio amoniacal; a volatilização da amônia pode atuar de modo a reduzir apenas uma pequena parcela de N na lagoa. A pesquisa também aponta que estudos aprofundados relativos à remoção de N via sedimentação pós captura, se fazem necessários, em conjunto a uma apuração maior acerca da ocorrência de nitrificação e desnitrificação na coluna d'água, já que 36% do N removido foi associado a vias desconhecidas mediante os resultados obtidos.

Palavras chave: Lagoa de polimento, remoção de nutrientes, nitrogênio, fitoplâncton.

Abstract:

In the work the performance of a real scale polishing pond treating domestic wastewater in Rio Formoso city Southern coast of Pernambuco is evaluated. The principal objective was investigate the nitrogen removal in pond related to the physico-chemical, biological, and environmental aspects. Samples were taken at surface and bottom as well in the influent and effluent sewage, comprising a period of 14 months being a fortnightly evaluation process, covering the rainy and dry seasons. Real TKN and N-ammonia effluent concentrations were related with estimated values obtained by mathematical models. Real TKN and N-ammonia effluent concentrations were related with estimated values obtained by mathematical models; the fit to the models was considered weak. The total ammonia average efficiency removal was 49% being observed effluent concentrations below of 20 mg L^{-1} in more than 80% of the monitored period. Nitrate and nitrite concentrations above than 0.5 mg L^{-1} were not detected. There were no significant differences regarding the total ammonia removal as well as the physico-chemical parameters during the dry and rainy periods. We investigated aspects related to nitrogen over the daily cycle through diel collection in two prevailing seasons in the region (rainy and dry). The results of mass balance induce that, although less than expected, the N capture by algal biomass assumed an important role in the N-ammonia removal, and that the ammonia volatilization may play to reduce only a small portion of N in the pond. However, deepening studies relating to the N removal via sedimentation post capture, as well an accurate investigation regarding of the nitrification and denitrification occurrence in the water column, are necessary, since 36% of the removed N was associated to unknown removal pathways by the performed investigation.

Keywords: Polishing ponds, nutrients removal, nitrogen, phytoplankton.

1. INTRODUÇÃO

A remoção de nitrogênio é um aspecto relevante a ser considerado em sistemas de tratamento de esgotos sanitários, por ser um macronutriente essencial ao crescimento de organismos produtores primários. Assim, seu lançamento em corpos de água pode desencadear a eutrofização desses ambientes, potencializando o crescimento de algas, com consequências negativas à qualidade física, química e biológica das águas (BRANCO, 1978).

Na literatura, muito tem se questionado no que se refere aos mecanismos envolvidos na remoção do nitrogênio em esgotos sanitários tratados em lagoas de estabilização. Pano e Middlebrooks (1982) ressaltam três mecanismos principais atuantes na remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização: a volatilização da forma não ionizada do nitrogênio amoniacal sob condições favoráveis de temperatura e pH, a assimilação e incorporação na biomassa algal e a nitrificação biológica acompanhada da desnitrificação. Entretanto, é difícil afirmar qual mecanismo atua de forma preponderante na remoção desse nutriente.

Alguns autores como Reed, (1985), Silva *et al.*(1995), Soares *et al.* (1996), sustentaram por muitos anos a volatilização de amônia como sendo a principal via de remoção em condições de elevada temperatura e pH. Entretanto, pesquisas mais recentes (ZIMMO *et al.* 2003; CAMARGO VALERO ; MARA, 2010c), tem demonstrado que essa via atua removendo uma parcela mínima do nitrogênio presente em lagoas de estabilização, sugerindo vias de remoção mais eficientes, a partir da captura do nitrogênio pela biomassa de algas, concordando com os estudos mais antigos dentro da temática (FERRARA & AVCI, 1982). Esses pesquisadores sugerem que a remoção de nitrogênio em lagoas se dá preponderantemente por mecanismos de assimilação de amônia e nitratos pelas algas com consequente sedimentação do nitrogênio orgânico ao fundo anaeróbio da lagoa.

Em um estudo recente, Camargo Valero e Mara (2010) afirmam que os altos valores de pH alcançados na lagoa, não necessariamente favorecem a volatilização da amônia, e sim, são consequência do crescimento de algas e da intensa realização da fotossíntese. A biomassa, por sua vez tem seu metabolismo acelerado em temperaturas elevadas, e utilizam o nitrogênio dissolvido para realização de seus processos metabólicos. Assim,

essa via pode absorver amônia e nitratos removendo o nitrogênio de forma preponderante.

Os processos de nitrificação e desnitrificação são possíveis na massa líquida da lagoa por meio de alguns gêneros de bactérias que oxidam a espécie de nitrogênio amoniacal a nitrito e este a nitrato. O íon nitrito, intermediário entre os processos, é uma espécie cineticamente instável que na presença de oxigênio se oxida facilmente a nitrato. Estes processos são altamente dependentes das condições de oxigenação, pH, temperatura do meio, concentrações de amônia, de nitrogênio orgânico e também dos níveis de alcalinidade no meio (BITTON, 2005; TUNDISI; MATSUMURA, 2008). Essas variáveis são os pontos chaves na transformação do nitrogênio, e conduzem seu destino no interior de uma lagoa de estabilização.

A nitrificação acoplada à desnitrificação também já foram reportadas na literatura como vias significativamente atuantes na remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização (SENZIA *et al.* 2003 ZIMMO *et al.* 2003).

Dentro desse contexto, fica clara a existência de lacunas relacionadas aos processos de transformação/remoção de nitrogênio no interior de lagoas de estabilização. A afirmação da ocorrência de uma via principal atuante, vai depender do direcionamento da investigação e da interpretação dos resultados obtidos. Deve-se considerar também que cada sistema opera de forma particular, sob diferentes condições climáticas e características construtivas distintas podendo ocorrer diferenças na via principal de remoção de nitrogênio. Consequentemente, ainda é necessária a realização de pesquisas que contribuam para a elucidação de questões relativas aos mecanismos preponderantes na remoção de nitrogênio em lagoas, especialmente aquelas usadas no pós-tratamento de reatores UASB, combinação utilizada na Estação de Tratamento de Esgotos do município de Rio Formoso – PE.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Investigar a remoção de nitrogênio e a sua correlação com os parâmetros físico-químicos e biológicos, em escala sazonal e nictemeral, em lagoa de polimento tratando efluente de reator tipo UASB em escala real.

2.2 Objetivos específicos

Identificar as possíveis vias de remoção de N por meio de balanço de massa simplificado.

Avaliar o ajuste de modelos de predição de concentrações de N amoniacal e total aos dados obtidos neste estudo.

Verificar a dinâmica do fitoplâncton ao longo dos períodos seco e chuvoso e em escala nictemeral. Buscando correlação da dinâmica fitoplanctônica com as vias de remoção do nitrogênio.

Avaliar aspectos gerais da qualidade do efluente tratado na lagoa de polimento ao longo das estações predominantes na região (seca e chuvosa), e aspectos regidos pela legislação vigente.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Saneamento básico no Brasil

Entre os anos 2000 e 2008, houve um aumento no número de municípios cobertos pelos serviços de saneamento em todas as regiões do país, fruto de maiores investimentos aplicados nesse setor. É notável avanço o considerável nos serviços de saneamento básico no Brasil.

Segundo o Atlas de Saneamento lançado em 2011 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (IBGE, 2011), o país atingiu a marca de 52 % de municípios cobertos com rede coletora de esgoto no ano de 2008. Era nesse tipo de serviço que o Brasil tinha seu maior desafio, por apresentar a menor abrangência municipal dentre os serviços de saneamento básico. No entanto, apenas na região Sudeste esse número era mais expressivo, onde 69,8% dos municípios tinham acesso à rede geral, seguindo-se a região Centro-Oeste (33,7%), Sul (30,2%), regiões Nordeste (29,1%) e Norte (3,5%).

A melhoria se deu principalmente nas áreas de influência imediata das capitais, no litoral e nas regiões onde houve aumento populacional. No entanto, grandes áreas do território nacional tiveram baixos registros de melhorias ou ampliação dos sistemas existentes, mesmo apontando números de crescimento populacional. É o caso das regiões Norte e Nordeste, onde a cobertura do serviço reflete a existência de diferenças regionais marcantes, e comprovam que a situação do país no âmbito do saneamento ainda não é satisfatória.

Contudo, com a promulgação da Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007), é possível prever melhorias dentro desse cenário nos próximos anos. A Lei federal estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e ainda determina a elaboração do Plano Nacional de Saneamento Básico, constituindo o eixo central da política federal para o setor. A Lei 11.445/07 tem como objetivo promover a universalização e melhoria da qualidade dos serviços prestados, ampliando, ainda que progressivamente, o acesso de todos os municípios brasileiros de modo a contribuir para melhoria da saúde, bem-estar da população e a preservação do meio ambiente (BRASIL, 2007).

Segundo o Ministério das Cidades, para que seja possível a universalização do acesso aos serviços de água e esgoto em 20 anos, deve ser empregado um investimento anual

na ordem de R\$ 17 bilhões. Dentro deste montante não estão incluídos os gastos necessários para despoluir os recursos hídricos e bacias hidrográficas já deterioradas em prol de anos de falha nos serviços de esgotamento sanitário.

Ainda há um grande desafio por parte das políticas públicas dentro do setor de saneamento básico para garantir a plena cobertura e uma real qualidade do serviço prestado, na coleta e principalmente, no âmbito do tratamento dos esgotos sanitários. A aplicação de sistemas de tratamento de esgotos simplificados, sobretudo nos custos envolvidos, e que levem em consideração características climáticas regionais, poderá melhorar o cenário nacional, contribuir para amenizar o impacto aos corpos hídricos receptores e diminuir incidência de doenças acarretadas pela contaminação das águas.

Dentro do cenário atual do país no âmbito do saneamento, é notável que melhorias ocorreram nos últimos anos mas, de fato, esses avanços ainda não acompanham o ritmo de crescimento do país.

3.2 Princípios sobre lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização constituem uma excelente opção para o tratamento de esgotos sanitários por serem sistemas simples, eficientes, autossustentáveis e de baixo custo. No que pese as limitações ao emprego de lagoas, a elevada demanda de área e a produção de sólidos no sistema devido à produtividade primária, podem ser citadas como desvantagens associadas a esses sistemas (SILVA; MARA, 1979).

As primeiras lagoas de estabilização foram construídas na década de 40, nos Estados Unidos, para receber despejos domésticos de pequenas comunidades, e ocasionalmente realizavam os fenômenos típicos e próprios da autodepuração dos esgotos. A Austrália foi pioneira nas pesquisas envolvendo lagoas como um sistema de tratamento de esgotos. O primeiro projeto concebido foi um sistema composto por uma lagoa anaeróbia seguida de uma facultativa. Essa configuração ficou conhecida como modelo 'australiano' (KELLNER; PIRES, 2002).

Somente nos anos 60 é que o primeiro sistema de lagoas de estabilização foi construído no Brasil. A cidade de São José dos Campos em São Paulo, concebeu o sistema seguindo o modelo australiano. A elaboração desse projeto teve como principal finalidade estabelecer parâmetros para a construção de outras unidades (KELLNER; PIRES, 2002).

Em geral, as lagoas de estabilização são definidas como sistemas totalmente naturais, que empregam processos biológicos conduzidos por algas e bactérias no tratamento dos esgotos. As variantes construtivas e condições climáticas são aspectos que inferem diretamente nos vários processos metabólicos dos micro-organismos envolvidos na estabilização da matéria orgânica. Os tipos de lagoas mais comumente empregados e descritos em literatura são as lagoas facultativas, anaeróbias, aeradas, lagoas de maturação e de polimento (SILVA; MARA, 1979), as quais estão descritas resumidamente na Tabela 3.2.

3.2.1 As lagoas de polimento

No Brasil, as lagoas de polimento são geralmente empregadas como pós-tratamento de reator do tipo UASB (PROSAB, 2009).

As profundidades reduzidas dessas unidades (variando de 0,6 a 1,0 m) permitem uma maior penetração dos raios solares, resultando em maior atividade fotossintética ao longo da massa líquida, o que gera um ambiente inóspito aos micro-organismos patogênicos, sendo esta a principal finalidade desse tipo de lagoa.

Quando uma lagoa é alimentada com efluente previamente tratado em um reator UASB, ela recebe uma carga orgânica menor, visto que os reatores UASB são capazes de reduzir as concentrações do material orgânico em torno de 75%. Dessa forma, com o emprego de unidades anaeróbias é possível a redução de 40 a 50% o tempo de detenção hidráulica, implicando assim numa redução da área total da planta de tratamento (SILVA *et al.* 1995).

A Tabela 3.1 descreve a composição de alguns constituintes dos esgotos tratados em UASB e em lagoa de polimento, segundo Cavalcanti *et al.* (2001).

Tabela 3.1- Composição dos esgotos em etapas de tratamento por reatores anaeróbios e lagoas de polimento.

Parâmetro	Unidade	Esgoto bruto	Efluente de UASB	Efluente de lagoas de polimento
DQO	mg L ⁻¹	500 a 800	150 a 200	60 a 120
DBO	mg L ⁻¹	200 a 350	50 a 100	30 a 50
SST	mg L ⁻¹	300 a 400	60 a 120	40 a 80
Coliformes totais	NMP 100 mL	10 ⁷ a 10 ⁹	10 ⁶ a 10 ⁸	10 ² a 10 ⁴

Fonte: Cavalcanti *et al.*, (2001).

A remoção de parte do nitrogênio amoniacal é possível em lagoas de polimento pelo fato de haver um balanço entre produção e consumo de CO₂. Segundo Mara e Pearson (1992), devido à baixa entrada de matéria orgânica na lagoa, há uma menor produção de CO₂ nos processos de degradação da matéria orgânica. Em contrapartida, existe um alto consumo de CO₂ a partir da atividade fotossintética, gerando um saldo negativo de CO₂ na massa líquida. Essa retirada de acidez carbônica, favorece a elevação do pH, e possibilita a mudança de fase da amônia, passando de sua forma iônica (NH₄⁺) dissolvida no meio para a forma livre (NH₃) que é gasosa, e assim contribuem no desprendimento de amônia da massa líquida, garantindo um efluente com características positivas quanto a esse aspecto.

Tabela 3.2- Resumo das principais características dos tipos de lagoa de estabilização.

Tipologia	Objetivo	Características biológicas	Características construtivas
Facultativas	Remoção de DBO	Estratificação térmica, química e biológica (zona facultativa). Alta densidade elevada de alga Simbiose “alga-bactéria”	1 a 3 m de profundidade 80 a 400 kg DBO ha d-1 Longo TDH: 15 a 17 dias.
Anaeróbia	Remoção de DBO	Presença de bactérias estritamente anaeróbia. Menor formação de lodo como resultado do lento metabolismo anaeróbio. Formação de odor pela degradação do enxofre orgânico e redução do H ₂ S.	3 a 5 m de profundidade. Alta carga de DBO recebida. TDH: 3 a 6 dias.
Aerada	Remoção de DBO	Digestão anaeróbia no fundo da lagoa, como resultado da sedimentação dos sólidos ao fundo.	Dimensões reduzidas. Aeradores mecânicos.
Maturação	Remoção de DBO proveniente de outras lagoas, remoção de patógenos e redução do nitrogênio.	Permite a realização da fotossíntese, pela penetração de raios solares na coluna d’água, o que resulta na formação de ambiente inóspito inativando os patógenos.	Profundidade 1 m. Baixa carga de DBO 150 kg DBO ha d -1. TDH longo 10 a 20 dias
Polimento	Remoção de DBO remanescente de UASB remoção de patógenos e redução do nitrogênio	Permite a realização da fotossíntese, pela penetração de raios solares na coluna d’água, o que resulta na formação de ambiente inóspito inativando os patógenos.	Profundidade 0,6 a 1m. Baixa carga de DBO 150 kg DBO ha d -1 TDH longo 10 a 20 dias.

Configurações acerca de lagoas de estabilização comumente utilizadas são descritas em maiores detalhes em Kellner; Pires (1998); von Sperling (2002); Varón ; Mara (2004).

3.2.2 Ocorrência de estratificação térmica e química em lagoas

O fenômeno de estratificação térmica e química é frequentemente observado em lagoas de estabilização. Isto se dá principalmente pelo aquecimento diferencial das camadas mais superficiais da massa líquida. Este aquecimento tem como consequência o aparecimento de perfis verticais de temperatura da água, do oxigênio dissolvido, pH, e outros aspectos físico-químicos e biológicos. A ausência de aeração mecânica e dispositivos de mistura também contribuem para a ocorrência da estratificação, já que não ocorre suficiente mistura por meio do vento que incide sobre a massa líquida. Consequentemente há também a ocorrência de compartimentos verticais metabolicamente diferenciados, onde a natureza e magnitude dos processos são regidas pela distribuição de recursos dissolvidos e particulados ao longo da coluna de água, em resposta à diferenciação física, química e biológica do sistema (CURTIS, 1994).

Entretanto, com a incidência dos ventos na massa líquida, é possível que haja misturas em parte da lagoa, em camadas outrora estratificadas, em algumas horas do dia. O efeito dessa mistura também pode colaborar na eficiência do tratamento (KELLNER ; PIRES 2002).

3.2.3 Regime hidráulico em lagoas

Muitos modelos matemáticos já foram desenvolvidos para explicar o comportamento da massa líquida sob o aspecto hidrodinâmico, fator que exerce grande influência na eficiência de uma lagoa de estabilização. Este comportamento é influenciado principalmente, pelo posicionamento de entrada do efluente, pela forma e profundidade da lagoa e ainda pelas condições climáticas, e direção dos ventos. Esse aspecto pode ser bem estudado a partir da experimentação com aplicação, por exemplo, de marcadores que irão fornecer respostas sobre o regime de mistura do fluxo e ainda sobre o real tempo de residência da massa líquida na lagoa (TORRES *et al.* 1997).

Em geral, em um regime de mistura completa, todos os elementos que entram no reator são bem misturados e a concentração dos elementos é a mesma em todos os pontos do reator. Já no fluxo em pistão, cada elemento sai do reator na mesma ordem em que entra assim cada elemento fica exposto ao mesmo tempo de tratamento. No fluxo disperso, cada elemento do fluxo permanece no reator em tempos distintos (KELLNER; PIRES, 2002).

A classificação do escoamento na lagoa é geralmente determinada pelo número de dispersão (d), que indica o espalhamento do tempo de detenção hidráulico real das partículas do fluido em escoamento. Quando d tende ao infinito, a lagoa, tem um comportamento de mistura completa. Nesse caso todas as características do líquido são iguais em qualquer ponto. Quando o $d=0$, a lagoa está operando com escoamento pistão (ou tubular), assim as características do fluido variam apenas ao longo do eixo longitudinal, mantendo-se constante nos eixos transversais. Se $d > 0$ ou $d < \infty$ então a lagoa está operando em regime de escoamento disperso (KELLNER; PIRES, 2002).

Em geral, o fluxo da massa líquida em lagoas de estabilização, opera em regime de pistão, ou, dependendo da ação cisalhante dos ventos, em regime de mistura completa. No entanto, as lagoas de estabilização são normalmente projetadas para esse último tipo de fluxo (KELLNER; PIRES, 2002).

Pearson *et al.* (1987) estabeleceram que o comprimento (L) e a largura (W) exercem um fator limitante do regime hidrodinâmico de uma lagoa de estabilização. Quando $L/W > 4$, a lagoa tende ao escoamento tubular, e quando $L/W < 4$ a tendência é para um regime de mistura completa. Essa simples relação é amplamente aceita até os dias atuais.

3.3 Aspectos sobre o nitrogênio em ecossistemas aquáticos

O nitrogênio é um elemento essencial à vida, sendo fundamental na síntese das proteínas de todos os seres vivos, desde os organismos mais simples até os mais complexos, sejam animais, vegetais, ou micro-organismos (BITTON, 2005).

Nos ecossistemas aquáticos, a presença do nitrogênio se dá como constituinte das clorofilas, das proteínas presente na matéria orgânica (sob forma de sólidos em

suspensão ou dissolvidos), e também de outros compostos biológicos (METCALF; EDDY, 2004). A partir da mineralização de compostos orgânicos e da oxidação dos inorgânicos por micro-organismos específicos, associadas às condições climáticas, outras espécies de nitrogênio, como amônia (não ionizada – NH_3 e ionizada – NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitratos (NO_3^-) podem estar presentes nesses ecossistemas. O nitrogênio também pode ser introduzido nos ecossistemas aquáticos através de atividades antrópicas por meio do uso excessivo de fertilizantes à base de compostos nitrogenados, pelas atividades industriais poluidoras e também por meio de despejos de efluentes domésticos (BRANCO,1978).

As lagoas de estabilização podem ser consideradas como verdadeiros ecossistemas análogos a sistemas aquáticos, tendo em vista a presença de uma biota específica, influenciando na fixação e transformação de determinadas substâncias presentes nesses ambientes (VARÓN ; MARA, 2004). Nesses ambientes as principais transformações do nitrogênio serão conduzidas principalmente pelas condições climáticas da região, que governam as interações entre as diversas comunidades de micro-organismos aeróbios, anaeróbios e anóxicos. Estes micro-organismos por sua vez, regem toda a dinâmica físico-química do meio onde estão inseridos (PATRICK *et al.* 1997).

3.3.1 O aporte de nitrogênio nos esgotos sanitários

No esgoto bruto, o nitrogênio está presente principalmente na forma de N-orgânico e amônia. O N-orgânico é representado pelas proteínas, ácidos nucleicos, ureia, compostos orgânicos sintéticos e outros. A amônia por sua vez, pode ser resultante da hidrólise sofrida pela uréia ou pela desaminação de compostos orgânico, ou ainda como componente de produtos industrializados, como os produtos de limpeza (METCALF; EDDY, 2004).

As concentrações das espécies de nitrogênio, bem como de outras substâncias presente nos esgotos que chega às estações de tratamento, irá depender das características dos esgotos gerados no município, o que está relacionado com os hábitos, a cultura e o tamanho da população atendida. As concentrações típicas das principais espécies de nitrogênio presentes no esgoto bruto, segundo Metcalf e Eddy (1991), Jordão e Pessoa (1995) e von Sperling (2005), encontram-se na Tabela 3.3.

Tabela 3.3- Composição típica de nitrogênio nos esgotos.

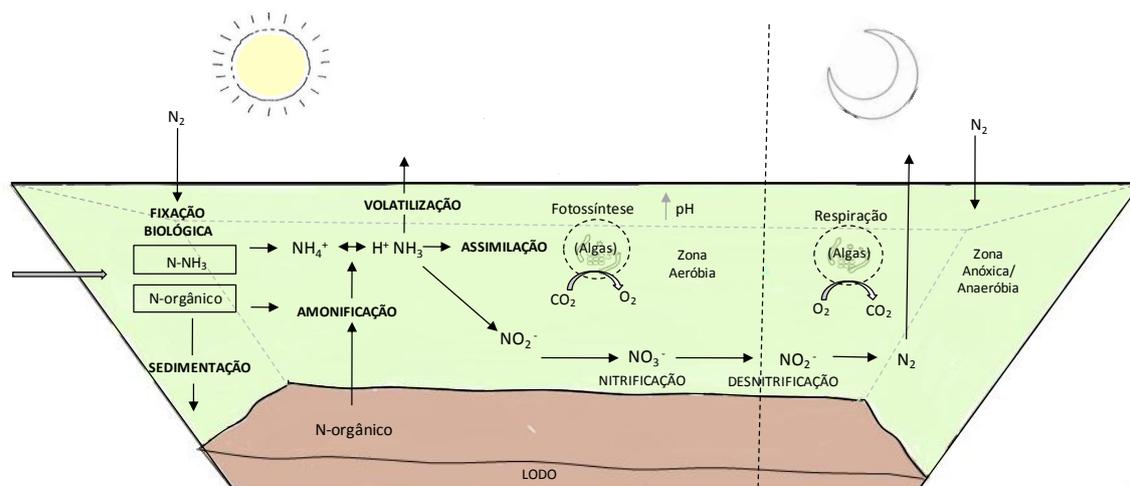
Espécie de nitrogênio	Metcalf & Eddy (1991)	von Sperling (2005)	Jordão & Pessôa (1995)
Concentrações estimadas (mgL ⁻¹)			
N-orgânico	8 a 35	15 a 30	10 a 35
N-amoniacal	12 a 50	20 a 40	10 a 50
Nitrito	0	0	0 a 0,1
Nitrato	0	0 a 2	0,1 a 0,4

O nitrogênio chega às estações de tratamento municipais por meio da matéria orgânica nos excrementos humanos e na forma de ureia. Ainda no sistema de coleta e transporte, a ureia presente nos esgotos é hidrolisada, e os esgotos já chegam às estações bastante amonificados. No mais, o nitrogênio está presente principalmente na forma orgânica, e ainda, como nitrito e nitrato, embora, em quantidades extremamente menores (METCALF e EDDY, 1991).

3.3.4 Dinâmica do nitrogênio nas lagoas de estabilização

Nitrogênio orgânico e amônia são as formas mais abundantes de nitrogênio em lagoas de estabilização. De acordo Patrick *et al* (1997) as principais rotas de entrada e transformações do nitrogênio em sistemas de lagoas podem ser ilustradas conforme a Figura 3.1.

Figura 3.1- Principais transformações do nitrogênio em lagoas de estabilização. Fonte: Adaptado de Patrick *et al* (1997).



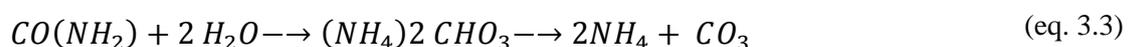
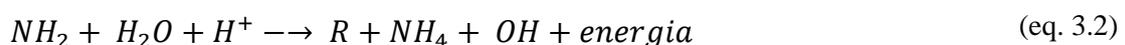
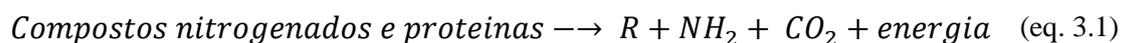
Uma parcela do nitrogênio orgânico (partículas mais densas), irá sedimentar ao fundo da lagoa, e será digerido anaerobicamente; a outra parcela (solúvel) será

hidrolisada/mineralizada resultando em nitrogênio amoniacal. O nitrogênio amoniacal por sua vez poderá ser oxidado por meio da atuação principalmente de bactérias do grupo *Nitrossomonas*, resultando na formação de nitrito NO_2^- (**nitrificação**), que posteriormente, será oxidado a nitrato NO_3^- pela mediação das bactérias do grupo *Nitrobacter*. Adicionalmente, o fitoplâncton presente na lagoa, poderá capturar parte da amônia dissolvida para fins metabólicos (**assimilação**). Quando a atividade fotossintética é intensa, ocorre a elevação do pH, com a liberação de parte da amônia para a atmosfera (**volatilização**) (PATRICK *et al.* 1997).

Deve-se considerar que a fixação biológica de nitrogênio atmosférico pode ser significativa, no que diz respeito à entrada nitrogênio na lagoa, tendo em vista que o N_2 é um gás abundante na atmosfera terrestre. Nesse processo, o nitrogênio em forma de N_2 e energia química são transformados em amônio pela atividade de bactérias (*Azobacter*, *Clostridium*) e algas cianofíceas (*Nostoc*, *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon* e *Caleotrichia*), que são providas de heterocistos capazes de fixar o N_2 atmosférico. O processo bioquímico de fixação de nitrogênio pelas algas e bactérias, é conduzido pela enzima *Nitrogenase* (BITTON, 2005; TUNDISI ; MATSUMURA, 2008).

3.3.4.1 Amonificação/mineralização

A amonificação ocorre por meio da ação de microrganismos heterotróficos que utilizam o substrato orgânico como fonte de energia. Pela ação de peptidases extracelulares, os microrganismos promovem a quebra de proteínas, em peptídeos e aminoácidos (eq. 3.1) Estes são absorvidos pelas células microbianas, onde sofrem o ataque de amonificadores com produção de amônia e compostos intermediários como (alcoóis, aldeídos e ácidos orgânicos), empregados no metabolismo energético dos decompositores (eq. 3.2). A mineralização/ amonificação da molécula de ureia, presente nos resíduos de excreções animais vegetais e microbianas, se dá pela hidrólise da ureia que é catalisada pela enzima urease, produzindo o íon amônio (NH_4^+) (eq. 3.3). O N presente na ureia está em sua forma orgânica.

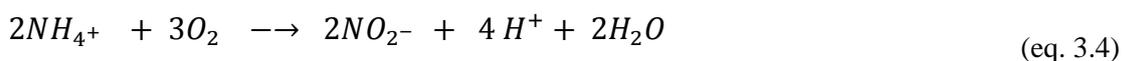


Esse processo é realizado por diversos grupos de bactérias e fungos em sucessivas reações.

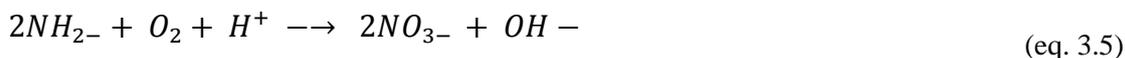
Nesta reação há consumo de H^+ . Sabe-se que para cada mol de H^+ consumido, um mol de alcalinidade é produzido. Assim, conclui-se que esta reação produz alcalinidade no meio. Assim, há produção de (50g de $CaCO_3$) para cada mol de amônio produzido (14g de N) (METCALF; EDDY, 2004).

3.3.4.2 Nitrificação

Conforme já comentado, a amônia formada durante o processo de mineralização/amonificação do N orgânico sofrerá oxidação biológica em duas diferentes etapas, envolvendo dois diferentes grupos de micro-organismos. Por meio da atuação de bactérias autotróficas do grupo *Nitrossomonas*, a primeira etapa da oxidação resultará na formação de nitrito (NO_2^-), posteriormente, bactérias do grupo *Nitrobacter* irão oxidar o nitrito a nitrato (NO_3^-) em um processo simultâneo e contínuo. As equações (3.4 e 3.5) representam as relações estequiométricas envolvidas no processo.



(*Nitrossomonas*)



(*Nitrobacter*)

Pelas relações estequiométricas, 4,57g de O_2 devem ser consumidos para cada grama de N amoniacal oxidado. Outro aspecto importante a ser observado pela análise da equação 3.4, é o consumo de alcalinidade envolvido na nitrificação pela produção de 4 H^+ . Ocorre portanto consumo de 2 moles de alcalinidade (100g de $CaCO_3$) para cada mol de amônio nitrificado (14 g de N) (METCALF; EDDY, 2004).

A nitrificação, além de ser uma reação estritamente aeróbia, também é controlada por alguns outros fatores como as concentrações de amônia, nitrito e N orgânico. Esses fatores são fundamentais para o crescimento da microbiota que participará dos processos de nitrificação. Outro aspecto relevante é a competição do oxigênio disponível entre as bactérias nitrificantes e as bactérias heterotróficas. Da mesma maneira, o fitoplâncton presente na lagoa e as bactérias nitrificantes competem pelo

carbono inorgânico. Os níveis de pH e temperatura também são importantes nos processos. Temperaturas em torno de 25° - 30°C, e níveis de alcalinidade na faixa de 7,5 a 9,0 são considerados ótimos para que a nitrificação ocorra. Uma alta relação de C em relação à N poderá também inibir o processo (BITTON, 2005).

3.3.4.3 Desnitrificação

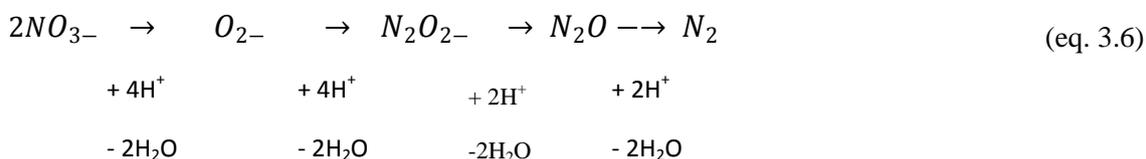
Na desnitrificação ocorre o inverso da nitrificação, ou seja, as bactérias reduzem nitrato (NO_3^-) a nitrito (NO_2^-) e este a nitrogênio gasoso (N_2) que retorna para a atmosfera. É realizado por microrganismos desnitrificantes heterotróficos e anaeróbios facultativos, que estão envolvidos na decomposição da matéria orgânica. Estes micro-organismos usam preferencialmente o oxigênio como acceptor de elétrons, mas também podem utilizar outros compostos oxidados como substitutos, como o nitrito (NO_2^-), e nitrato (NO_3^-) com O_2 combinado resultando na liberação de N_2 e N_2O para a atmosfera (BITTON, 2005).

A redução desassimilatória de nitrato (desnitrificação propriamente dita) é uma respiração anaeróbia, onde o nitrato (NO_3^-) serve como acceptor de elétrons, sendo reduzido a óxido nitroso (N_2O) e gás nitrogênio (N_2) que por ser pouco solúvel em água, tende a escapar em forma de bolhas para a atmosfera (BITTON, 2005). Entretanto, outro tipo de desnitrificação, conhecida como redução assimilatória de nitrato, pode ser citada. Consiste na captura do nitrato (NO_3^-) por espécies de plantas e micro-organismos que o reduzem a nitrito (NO_2^-), envolvendo uma gama de enzimas redutases assimiladoras de nitrato (BITTON, 2005).

Existem alguns micro-organismos, por exemplo, a bactéria *Pseudomonas aeruginosa*, que participa tanto da redução desassimilatória como da redução assimilatória, do nitrato. As bactérias do gênero *Pseudomonas e Alcaligenes*, são as mais comuns envolvidas no processo de desnitrificação, sendo encontradas em águas superficiais, esgotos e também no solo (BITTON, 2005).

O processo exige condições de anoxia/anaerobiose do meio, por conta do metabolismo dos micro-organismos envolvidos. Além disso, a desnitrificação requer uma fonte de carbono orgânico, por estar associado a bactérias heterotróficas. As condições de temperatura devem ser maiores que 20 °C e o pH na faixa de 6 a 8,5 para que o processo ocorra (BITTON, 2005).

As reações de desnitrificação produzem alcalinidade e um saldo positivo de oxigênio no meio. Há produção de 1 mol de alcalinidade (50g de CaCO₃), para cada mol de nitrito desnitrificado (14g de N), 3,57 g de alcalinidade (CaCO₃). Da mesma forma, para a redução de 1 g de nitrato, 3,57 g de alcalinidade são gerados. O processo compreende as seguintes etapas:



Por ser um processo que requer fonte de carbono orgânico, para cada grama de nitrito desnitrificado (NO₃⁻ – N₂O -- N₂) 1,8 g DBO são consumidos. Quanto à produção, são gerados 0,32g de biomassa (C₂H₇O₂N) aproximadamente. Da mesma forma, para a redução de 1 g de nitrato (NO₃⁻ – NO₂⁻) são consumidos 3,67 g DBO e produzidos 0,45 g de biomassa (METCALF; EDDY, 2004).

3.3.4.4 Volatilização da amônia

A volatilização de amônia é o processo físico-químico de desprendimento de amônia do meio líquido para a atmosfera. Esse mecanismo pode ser entendido levando em consideração dois princípios fundamentais: os altos valores de pH alcançados na massa líquida, que tende a deslocar o equilíbrio da amônia ionizada (NH₄⁺) para sua forma não – ionizada/gasosa (NH₃), e as altas temperaturas do líquido, que podem melhorar a taxa de transferência de massa de amônia gasosa para a atmosfera, devido a lei de solubilidade dos gases (CAMARGO VALERO ; MARA, 2010c).

Em sistemas de lagoas de estabilização, o pH é influenciado principalmente por meio da fotossíntese, sobretudo na superfície (zona eufótica) onde há o alcance dos raios solares.

Além disso, a remoção do CO₂ e remoção da amônia (volatilização) são mecanismos que podem contribuir para esse aspecto. A remoção de CO₂ ocorre principalmente pela atividade fotossintética do fitoplâncton. É possível que durante o dia, quando a radiação solar incide sobre o espelho d'água, a intensa atividade fotossintética das algas retira a acidez carbônica. Com o consumo de CO₂ há remoção de acidez, no entanto em

concentrações nas quais não influenciam na alcalinidade da massa líquida. Nessas condições, o pH pode alcançar valores acima de 9,0 proporcionando as condições favoráveis a volatilização da amônia (MARA; PEARSON 1992; von SPERLING 2002; MOREIRA *et al.* 2009).

A amônia apresenta-se no meio líquido sob a seguinte reação de equilíbrio (eq. 3.7)



A constante de equilíbrio entre as duas formas de amônia, definida como a relação entre os produtos e reagentes, pode ser expressa pela seguinte equação:

$$Ka = \frac{[NH_3 + H^+]}{[NH_4^+]} \quad (\text{eq. 3.8})$$

Emerson *et al.* (1975) propuseram que para uma temperatura da água de 25 °C (298° K) tem-se um valor para a constante de dissociação pKa igual 9,26. Isso significa que aproximadamente 50% da amônia contida no líquido está em sua forma não ionizada (NH_3) e 50% na forma ionizada (NH_4^+). De acordo com Emerson *et al.* (1975), a fração não ionizada da amônia pode ser descrita pela equação. 3.9:

$$\% NH_3 = \frac{100}{1 + 10^{pka-pH}} \quad (\text{eq. 3.9})$$

Em que:

$$pKa = 0.09018 + 2729.92/T \text{ (em graus Kelvin)}$$

Outra razão para se conhecer a concentração da amônia não ionizada, está na toxicidade atribuída a esta forma de nitrogênio à organismos aquáticos (THURSTON *et al.* 1981). Segundo Senzia *et al.* (2003), a taxa de volatilização da amônia é influenciada pela concentração de amônia livre no líquido, da profundidade das lagoas, e do coeficiente de transferência de massa, referenciado pelos autores como K_l .

Considerando que a concentração de amônia na atmosfera é zero, a taxa de transferência de amônia para a atmosfera pode ser descrita conforme a equação 3.10

$$rv NH_3 = \frac{[NH_3] \cdot Kl}{d} \quad (\text{eq. 3.10})$$

Em que:

$r_v \text{ NH}_3$ = razão de volatilização de NH_3 do líquido (mgL d^{-1})

$[\text{NH}_3]$ = concentração de NH_3 na fase líquida (mgL^{-1}) (descrita na equação 3.9).

D = profundidade da lagoa (m)

K_l = coeficiente de transferência de massa (d^{-1})

O coeficiente de transferência de massa foi descrito por Stratton em (1969), por meio de um experimento em laboratório que simulava o escoamento de um rio, em função da profundidade (m), da temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e de condições controladas de pH. Nesse experimento, constatou-se que a transferência de massa do gás no líquido diminui à medida que a profundidade aumenta, e que a influencia do pH é notável no processo de transferência do gás da massa líquida.

O coeficiente de transferência de massa pode ser calculado segundo a equação 3.11.

$$K_l = \frac{0,0566}{d} e^{[0,13(T-20)]} \quad (\text{eq. 3.11})$$

Em que:

d = profundidade da coluna d'água

T = temperatura em $^{\circ}\text{C}$

3.3.5 Remoção de N em lagoas (uma breve discussão sobre os modelos matemáticos propostos)

Uma forma de entender o comportamento das lagoas de estabilização é através da aplicação de modelos matemáticos que predizem o comportamento das substâncias, no interior das lagoas de estabilização. Segundo Kellner e Pires, (1998) esses modelos muitas vezes envolvem equações complexas e não descrevem a realidade por completo, no entanto, em nível de projeto, são bastante úteis podendo estimar o possível comportamento das lagoas mediante estes aspectos.

Alguns autores propuseram modelos que retratam o comportamento do nitrogênio no interior das lagoas de estabilização. No geral, esses modelos se baseiam na identificação

das variáveis internas e externas envolvidas no processo de transformação do nutriente na massa líquida, verificados pelos autores.

Modelo de Pano e Middlebrooks (1982)

Estes autores consideram que a volatilização da amônia é o principal mecanismo de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização, sendo o modelo proposto em função da temperatura. O modelo é baseado em um balanço de massa simples considerando a parcela de nitrogênio que entra no sistema, a parcela perdida por volatilização, e a parcela que deixa o sistema junto com o efluente.

Esse modelo foi construído por meio do monitoramento em quatro lagoas facultativas operando em cidades nos EUA com taxas de aplicação de DBO inferiores a 40 kg ha d⁻¹ e assumindo um regime de mistura completa. O autor assume um comportamento de cinética de primeira ordem na remoção do nitrogênio.

Os modelos propostos para a estimativa da concentração efluente de amônia são representados pelas equações 3.12, 3.13 e 3.14:

Temperaturas de até 20 °C:

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + \left(\frac{A}{Q}\right) \cdot (0,0038 + 0,000134 \cdot T) \cdot e^{(1,041 + 0,044T) \cdot (pH - 6,6)}} \quad (\text{eq. 3.12})$$

Temperaturas a partir de 21 a 25 °C:

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + 5,035 \cdot 10^{-3} \cdot \left(\frac{A}{Q}\right) \cdot e^{1,540 \cdot (pH - 6,6)}} \quad (\text{eq. 3.13})$$

Simplificadamente;

$$\frac{C_e}{C_o} = 1 + \left(\frac{1}{CH}\right) \cdot K \cdot e^{(pH - 6,6)} \quad (\text{eq. 3.14})$$

Em que:

C_o = concentração afluente de N amoniacal total [NH₃ + NH₄] (mg L⁻¹)

C_e = concentração efluente de N amoniacal total [NH₃ + NH₄] (mg L⁻¹)

$Q = \text{vazão (m}^3 \text{ d}^{-1}\text{)}$

$CH = Q/A = \text{taxa de aplicação superficial hidráulica (m}^3 \text{ d}^{-1}\text{)}$

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

$K = \text{coeficiente de transferência de massa de NH}_3 \text{ (m}^3 \text{ d}^{-1}\text{)} \text{ demonstrado na equação 3.11}$

O modelo proposto por Pano e Middlebrooks (1982) deixa claro a relação entre a remoção de amônia do sistema e o pH, a dependência às condições climáticas locais, pois nos pressupostos da construção do modelo, foi considerado o efeito do vento sobre a massa líquida. O modelo ainda contempla os efeitos da taxa de aplicação hidráulica superficial das lagoas. No entanto, para von Sperling, (2002) o modelo é limitado a uma faixa de temperatura não contemplando temperaturas maiores ou menores (20 a 25 °C), e ainda leva em consideração uma variável que não é conhecida na etapa de projeto, o pH.

Para Camargo Valero e Mara (2010c) o modelo proposto por Pano e Middlebrooks (1982) não prova a supremacia do mecanismo de volatilização de amônia sobre outros mecanismos. O autor ressalta que os mesmos mecanismos responsáveis pelo aumento do metabolismo do fitoplâncton (aumento do pH, T e TDH), são considerados como premissas para o incremento na volatilização da amônia. Camargo Valero (2008) sugere, que o aumento das eficiências de N amoniacal em relação às do NTK seria em razão de que grande parte do nitrogênio amoniacal estaria sendo convertido a N-org devido à assimilação pelas algas, mencionando este mecanismo como preponderante.

Soares, (1996) estudando um sistema de lagoas piloto composto por uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e três lagoas de maturação em Campina Grande-PB, observou que a remoção de amônia ocorreu a partir do pH 7,5, e por esta razão o expoente da equação é sugerido (pH - 7,5), ao invés do original (pH - 6,6) proposto por Pano e Middlebrooks (eq. 3.17).

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + 5,5 \cdot 10^{-2} \cdot \left(\frac{A}{Q}\right) \cdot e^{1,871 \cdot (pH - 7,5)}} \quad (\text{eq. 3.15})$$

Bastos *et al.* (2006) concluíram que o modelo de Pano e Middlebrooks foi preciso nas lagoas de polimento estudadas em Viçosa-MG, mesmo havendo diferenças climáticas e operacionais (taxa de aplicação superficial de nitrogênio, profundidade das lagoas e

tempo de detenção hidráulica) entre estas lagoas e as lagoas facultativas monitoradas por Pano e Midlebrooks nos EUA.

Modelo de Reed, (1985)

O modelo proposto por Reed (1985) tem objetivo de estimar a concentração de NTK no efluente. O comportamento hidrodinâmico das lagoas monitoradas por Reed atuavam com fluxo em pistão, e o autor considerou a remoção de N como uma cinética de primeira ordem. As variações da temperatura do líquido no interior da lagoa foram de 1 a 20 °C, pH de 6,4 a 9,5 e tempo de detenção entre 5 e 231 dias (equação 3. 18).

$$\frac{c_e}{c_o} = e^{-kt [T+60,6 \cdot (pH-6,6)]} \quad (\text{eq. 3.16})$$

Em que:

Ce = concentração de nitrogênio total efluente (mg L⁻¹)

Co = concentração de nitrogênio total afluyente (mg L⁻¹)

t = tempo de detenção hidráulica na lagoa (d)

pH = pH na lagoa

T = temperatura do líquido (°C)

K_t = coeficiente de remoção a uma temperatura T (d⁻¹) K_t = K₂₀ · (θ)^(T-20)

K₂₀ = 0,0064 d⁻¹

θ = 1,039

Reed, (1985) concluiu que a remoção de nitrogênio por meio da nitrificação e desnitrificação é desprezível, afirmando a ocorrência da volatilização da amônia em grande escala nos períodos onde grande radiação solar era emitida. A captura de nitrogênio pelas lagoas e sua sedimentação depois da morte celular, também foi considerado por Reed como uma via significativa na remoção de nitrogênio nas lagoas, sendo que em períodos frios, quando a radiação solar cessava. O autor considera o TDH um fator importante na remoção de nitrogênio, e afirma também que não há remoção em pH 6,6.

Modelo proposto por Crities e Tchobanoglous (2000)

Este modelo foi sugerido para lagoas de estabilização cujo regime hidráulico se aproxima do regime de mistura completa, deferentemente do que propõe Reed (1985) em seu modelo. O modelo estima a concentração de nitrogênio total nos efluentes de lagoas e pode ser expressa segundo a equação 3.17:

$$C_e = \frac{C_o}{1+t(0,0005-0,00028)e^{(1,08-0,042 T).(pH-6,6)}} \quad (\text{eq. 3.17})$$

Onde:

C_e = concentração de nitrogênio total efluente (mgL^{-1})

C_o = concentração de nitrogênio total afluente (mgL^{-1})

t = tempo de detenção hidráulica da lagoa (d)

pH = valores de pH do líquido

T = temperatura do líquido ($^{\circ}\text{C}$)

Modelo proposto por Senzia *et al.* (2003)

Senzia *et al.* (2002) propuseram um modelo baseado no balanço de massa entre três variáveis que representam as transformações do nitrogênio no interior de uma lagoa facultativa. Essa lagoa é componente de um sistema composto por sete lagoas dentre elas facultativas e de maturação tratando esgoto doméstico na Tanzânia. O modelo foi elaborado baseando-se em uma lagoa operando sob mistura completa e por meio do balanço de massa levando em consideração três variáveis principais nas transformações do nitrogênio nas lagoas, o nitrogênio orgânico, a amônia não ionizada e o nitrato, podendo então ser descrito conforme três equações (3.18, 3.19, e 3.20).

$$V \frac{d(N \text{ Org})}{dt} = Q_e(N \text{ Org})_e - Q_s(N \text{ Org})_s - r_m - r_s + r_1 + r_2 \quad (\text{eq. 3.18})$$

$$V \frac{d(N \text{ NH}_3)}{dt} = Q_e(N \text{ NH}_3)_e - Q_s(N \text{ NH}_3)_s - r_1 - r_m + r_v + r_n \quad (\text{eq. 3.19})$$

$$V \frac{d(N \text{ NO}_3)}{dt} = Q_e(N \text{ NO}_3)_e - Q_s(N \text{ NO}_3)_s + r_n - r_2 - r_d \quad (\text{eq. 3.20})$$

Em que:

(N-Org)_{e;s} = Concentração de nitrogênio orgânico na entrada e na saída (mg L⁻¹);

(N-NH₃)_{e;s} = Concentração de nitrogênio amoniacal na entrada e na saída (mg L⁻¹);

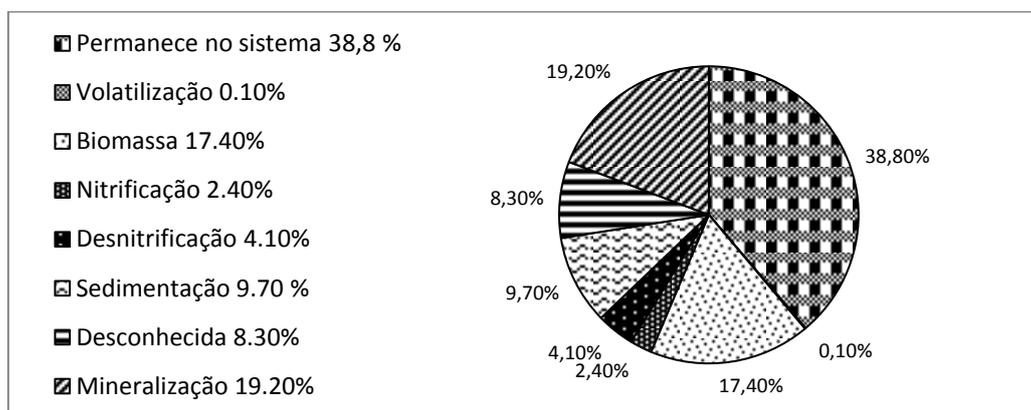
(N-NO₃)_{e;s} = Concentração de nitrato na entrada e na saída (mg L⁻¹);

Q_{e;s} = Vazão de entrada e saída;

rd, rm, rs, rv, r1 e r2 = fluxo de massa que envolvem as taxas de transformação e remoção de nitrogênio devido a: desnitrificação, mineralização, perdas, volatilização, incorporação na biomassa (mg L⁻¹).

Os dados gerados por Senzia *et al.* (2002) apresentaram boa correlação com o modelo proposto e, partir de sua aplicação, o autor obteve o seguinte balanço de massa (Figura 3.2).

Figura 3.2- Resultados obtidos a partir do modelo de Senzia *et al.* (2003).



Modelo de Yánes (2001)

O modelo proposto por Yánez (2001) estabelece a relação entre a parcela afluente e efluente de nitrogênio amoniacal e a taxa de aplicação superficial de DBO.

O estudo foi conduzido em lagoas de estabilização primária no Peru com taxas de aplicação superficial de (50 – 1200 kg DBO ha d⁻¹) (equação 3.21).

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{L_s}{57,188 + 0,84 \cdot L_s} \quad (\text{eq. 3.21})$$

Em que:

C_e = concentração de nitrogênio amoniacal total efluente $[\text{NH}_3 + \text{NH}_4]$ (mg L^{-1})

C_o = concentração de nitrogênio amoniacal total afluyente $[\text{NH}_3 + \text{NH}_4]$ (mg L^{-1})

L_s = taxa de aplicação superficial de DBO (Kg DBO ha d^{-1})

O autor desconsiderou a nitrificação nas lagoas sob as condições experimentais e que, abaixo da taxa de aplicação facultativa máxima ($357,4 \text{ kg DBO ha d}^{-1}$) a remoção de nitrogênio amoniacal se dava preponderantemente pela incorporação na biomassa, ou seja, pela diminuição do N amoniacal e aumento do nitrogênio orgânico, permanecendo o NTK constante. Para valores acima dessa taxa de aplicação facultativa máxima, ocorria a produção e não remoção de amônia, em condições de anaerobiose.

As questões relacionadas à remoção/transformação do N em lagoas de estabilização têm sido bastante discutidas em meio à comunidade científica, e este tema tem sido bastante controverso, apontando que essas discussões constituem um campo ainda aberto na pesquisa.

Os mecanismos de remoção de nitrogênio já explícitos: (i) volatilização da amônia, (ii) assimilação de amônia e nitratos pelas algas, com a sedimentação do nitrogênio orgânico e a (iii) nitrificação-desnitrificação, podem predominar no sistema de lagoas de acordo com as características e a configuração do sistema, bem como de fatores externos, como o clima local.

A hipótese da volatilização da amônia, por muito tempo, foi apontada como sendo a via preponderantemente na remoção da carga de nitrogênio da massa líquida em sistemas de lagoas. Conforme já descrito, Pano e Middlebrooks (1982), apoiados na ideia de que a volatilização da amônia atua como mecanismo principal de remoção, propuseram modelos matemáticos empíricos e afirmaram a ocorrência dessa via como a mais significativa na remoção de nitrogênio no sistema de lagoas monitoradas nas cidades americanas de New Hampshire, Eudora e Corinne. Os autores ressaltam ainda que devido às baixas concentrações de nitrito e nitrato nas lagoas, a remoção por meio da nitrificação é desprezível. Da mesma forma, Reed (1985), Silva *et al.* (1995) Soares *et al.* (1996), em seus trabalhos, destacam a remoção por via de volatilização de amônia não ionizada como a principal causa atuante na redução das taxas de amônia total.

No entanto, muitos estudos tem proposto que uma eficiência na remoção de N da massa líquida em lagoas, se dá por meio da captura das formas inorgânicas dissolvidas (amônia e nitratos) pelo fitoplâncton, e a posterior sedimentação dessa biomassa metabolicamente inativa ao fundo da lagoa. O estudo conduzido por Senzia *et al.* (2002), em lagoas facultativas na Tanzânia, oeste da África, revelou que a captura do nitrogênio e a sedimentação do nitrogênio orgânico (biomassa morta de algas) atuou como principal via de remoção de nitrogênio. Os autores quantificaram os mecanismos de remoção e de transformação do nitrogênio nas lagoas monitoradas, seguindo o modelo de balanço de massa proposto. A remoção se deu principalmente por meio da sedimentação do nitrogênio (9,7%), a desnitrificação (4,1%) e a volatilização (0,1%). Como mecanismos de transformação (conforme sugere os autores) ocorreram; a mineralização (19,2%), assimilação (17,4%) e nitrificação (2,4%).

Em Israel, ao norte de Jerusalém, Zimmo *et al.* (2003), em estudo comparativo entre duas séries de lagoas piloto com e sem camada de algas na superfície, (*Lemma giba*), verificaram, por meio de câmaras de captura de gases que, em ambos os sistemas, a remoção de amônia gasosa foi mínima, não excedendo 1,5% da amônia total afluente (comum para as duas séries de lagoa). Em estudo posterior, publicado no mesmo ano, os autores, por meio de balanço de massa, sugerem que a sedimentação da biomassa e os processos de nitrificação-desnitrificação, atuam de forma predominante na remoção de nitrogênio total da coluna d'água.

Os estudos de Camargo Valero e Mara, sugerem que os altos valores de pH alcançados nas lagoas de estabilização são consequência da intensa atividade fotossintética do fitoplâncton, que encontra-se metabolicamente ativo quando a temperatura é favorável a aceleração de seu metabolismo (verão). Os estudos desses autores em sistemas piloto de lagoas, envolveram inúmeros meios de investigação, dentre os quais se pode citar: a utilização de traçadores moleculares na massa líquida (CAMARGO VALERO; MARA 2007a), (CAMARGO VALERO *et al.* 2010b), aparatos de captura de gás amônia (CAMARGO VALERO; MARA (2007b), e análises críticas acerca de modelos matemáticos empíricos (CAMARGO VALERO ; MARA 2010). Os autores afirmam a supremacia da captura de nitrogênio e posterior sedimentação da biomassa inativa em períodos onde o clima é favorável, e ainda evidenciam que a nitrificação-desnitrificação pode estar atuando como o segundo mecanismo de maior influencia na remoção de

nitrogênio, quando as condições ambientais não são favoráveis ao crescimento do fitoplâncton.

Arceivala (1981) estima que o biovolume do fitoplâncton é composto de 6 a 12 % de nitrogênio em peso seco. Da mesma forma von Sperling (2002) sugere que o percentual de retirada de nitrogênio através da perda de biomassa algal com o efluente situa-se entre 10 e 20%.

Na Tabela 3.4 Pode ser observada uma síntese dos principais trabalhos dentro da temática de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização.

Tabela 3.4- Vias preponderantes de remoção de nitrogênio segundo alguns autores.

Principais publicações (em ordem cronológica)	Volatilização da amônia	Captura do N inorgânico e sedimentação da biomassa inativa	Nitrificação e desnitrificação
Pano e Middlebrooks (1982)	Consideram a via principal, e afirmam que a nitrificação/desnitrificação é desprezível em lagoas pela baixas concentrações de NO ₂ e NO ₃		
Ferrara & Avci (1982)		Sedimentação do N orgânico pela biomassa metabolicamente inativa é o mecanismo preponderante em condições adequadas (período ensolarado)	
Reed, (1985)		Estudos em lagoas de região seca, (Tanzânia) revelaram a captura e sedimentação como via principal.	
Mara e Pearson (1986)		Sugerem esta como a via preponderante de remoção de N. Os autores reiteram sugerindo a não ocorrência da nitrificação/desnitrificação pela falta de meio suporte para crescimento aderido da biomassa responsável por este processo.	
Silva <i>et al.</i> (1995)	Avaliando lagoas de diferentes configurações sugere esta via como principal, ao avaliar a compatibilidade das vias de remoção com a DBO.		
Soares <i>et al.</i> (1996)	Principal via de remoção em altas temperaturas.		
Senzia <i>et al.</i> (2002)		Consideram a via como sendo a principal em lagoas fotossintéticas	Nitrificação seguida de desnitrificação é um mecanismo que remove N em quantidades também significativas.
Zimo <i>et al.</i> (2003)		No balanço de massa realizado em lagoas repletas de fitoplâncton e lagoas com lentilha d'água, concluem que esta via é a principal. Os autores também utilizaram um aparato de captura para coletar a amônia gasosa.	Consideram esta via como a segunda via preponderante, conforme balanço de massa.
Camargo Valero e Mara (2007a)		Por meio de um traçador molecular, afirmam que em condições de intensa insolação o fitoplâncton rapidamente captura o nitrogênio inorgânico para fins metabólicos.	
Camargo Valero e Mara (2007b)		Por meio de aparato para capturar a amônia volátil, consideram que a volatilização é pequena sendo a captura e sedimentação a via principal durante o verão.	
Camargo Valero, Reed, Mara, Newton, Curtis, Davenport (2010b)		Usando marcadores moleculares, afirma ocorrência de uma competição do N inorgânico pelas algas e pelas bactérias nitrificantes. Essa via foi significativa no verão. O estudo foi conduzido no objetivo de melhorar o entendimento a respeito do uso de marcadores.	No inverno, quando a atividade do fitoplâncton foi reduzida, os autores sugerem a remoção do N por meio da nitrificação/desnitrificação havendo remoção por simultâneas vias. Os autores sugeriram essa via como uma 'evidência' do segundo maior mecanismos de remoção.
Camargo Valero e Mara (2010c)		Por meio de uma análise crítica do modelo proposto de Pano e Middlebrooks (1982), não validam a volatilização como principal via de remoção. Os autores afirmam que o pressuposto de Pano e Middlebrooks para volatilização é também o que gera condições de alta atividade metabólica do fitoplâncton na lagoa, e reafirmam essa via como preponderante.	

3.4 Aspectos gerais sobre o fitoplâncton

Apesar do termo “algas” ou “microalgas” não apresentarem um valor taxonômico, nos dias ainda atuais, esse termo é amplamente difundido para designar organismos bastante diferentes quanto à morfologia, ecologia, reprodução e metabolismo. Foi considerado como categoria taxonômica por Lineu, no ano de 1753.

As microalgas são definidas como “organismos eucarióticos e procarióticos oxigênicos” (BOROWITZKA; BOROWITZKA, 1988). Muitas espécies de microalgas podem crescer rapidamente por isso são consideradas mais produtivas do que plantas terrestres ou macroalgas. Sua reprodução ocorre principalmente por meio de divisão celular (assexuada) e como formação de zigotos (reprodução sexuada) em algumas espécies, em adequadas condições de crescimento. Em relação à forma, vão desde indivíduos unicelulares até formas multicelulares com formação de tecidos (SHEEHAN 1998; BICUDO; MENEZES, 2005).

Possivelmente, foram os responsáveis pelo acúmulo de oxigênio na atmosfera primitiva e ainda hoje desempenham um papel importante na manutenção dos níveis desse gás. As algas encontram-se entre os mais antigos organismos vivos na Terra, há aproximadamente 3 bilhões de anos (CARMICHAEL, 1994).

Segundo van den Hoek *et al.* (1995), em relação à filogenia, apenas as cianobactérias (Divisão Cyanophyta) dentro a categoria de “algas” pertencem ao domínio Bactéria. Todas as outras algas pertencem ao domínio Eukaria. Existem 11 divisões de algas eucarióticas: *Chlorophyta* (algas verdes), *Glaucophyta* (algas unicelulares com plastídios verde-azulados), *Prochlorophyta*, *Cryptophyta* (unicelulares flagelados com plastídios de cores variadas), *Euglenophyta* (unicelulares flageladas, incolores ou com plastídios verdes), *Chlorarachniophyta* (amebas ou ameboflageladas com plástidios verdes), *Haptophyta*, com plastídios castanho-dourados, em sua maioria unicelulares, biflagelados, planctônicos e marinhos), *Heterokontophyta* (plastídios castanho-dourados, exemplo diatomáceas ou algas pardas), *Dinophyta* (algas incolores ou providas de plastídeos e *Rhodophyta* (algas vermelhas). Este sistema de classificação ainda está sendo elaborado no que se diz respeito ao agrupamento e a inclusão dos indivíduos em gêneros.

As chaves de para classificação ao nível de classe de Roud (1971), agrupa os indivíduos de acordo com a morfologia da célula móvel de reprodução, da composição dos pigmentos e substâncias de reserva alimentícia. Dessa forma, trata-se de um sistema artificial que já foi superado pelo sistema de classificação de Van-den-Hoek *et al.* (1995). Esse sistema, trás muitas dificuldades, já que essas estruturas não facilmente identificadas ao microscópio óptico. Segundo a classificação de Roud (1971), as algas estão divididas em: *Cyanophyta*, *Rhodophyta*, *Crhysophyta*, *Phaeophyta*, *Cryptophyta*, *Pyrrophyta*, *Euglenophyta*, *Chlrophyta*.

3.4.1 Fitoplâncton em lagoas de estabilização

Diversos gêneros de fitoplâncton têm seu metabolismo adaptado às condições existentes no interior das lagoas de estabilização, sendo, de fato, um dos grupos de microorganismos mais abundantes e diversos desses sistemas. A organização e distribuição das comunidades biológicas do fitoplâncton em lagoas de estabilização estão sujeitas à oscilação das variáveis ambientais, tais como temperatura, pluviosidade, pH e concentração de nutrientes, responsáveis por promover uma heterogeneidade espacial (ao longo da coluna d'água) e temporal (GONÇALVES *et al.* 2000).

O fitoplâncton se utiliza de nutrientes (carbono, nitrogênio e fósforo) para formação das diversas estruturas celulares (síntese de aminoácidos proteínas, bases nitrogenadas, ácidos nucleicos, hormônios e clorofila). Esses elementos, essencialmente em suas formas inorgânicas são retirados do meio e incorporados ao seu metabolismo em um processo contínuo (MASSERET 2000).

A assimilação do N em lagoas de estabilização compreende os processos de redução do nitrato a amônio e a incorporação do amônio em aminoácidos. No entanto, a exigência energética da assimilação do amônio é menor do que a exigência energética para a assimilação do nitrato, em razão do primeiro não precisar ser reduzido para sua incorporação em aminoácidos e assim ser rapidamente sintetizado em aminoácidos. A assimilação de nitrogênio é um processo que requer a transferência de 2 elétrons por NO_3^- convertido em NO_2^- , 6 elétrons por NO_2^- convertido em NH_4^+ e 2 elétrons e 1 ATP por molécula de NH_4^+ convertida em glutamato (BLOOM *et al.* 1992).

Todavia, a taxa e a quantidade de nitrogênio assimilado dependem da atividade das enzimas envolvidas no ciclo do nitrogênio e da disponibilidade de energia necessária para os processos de assimilação (GONÇALVES *et al.* 2000).

Alguns trabalhos atribuem uma forte ligação entre a remoção de nutrientes (principalmente carbono e nitrogênio) às altas densidades de espécies fitoplanctônicas em tratamentos naturais.

Por exemplo, as lagoas de estabilização de alta taxa são configurações de lagoas especialmente elaboradas para prover máxima produtividade do fitoplâncton, e estes gerarem condições à remoção de nutrientes (carbono e nitrogênio) e também de patógenos de esgotos sanitários (ALVES, 2012).

O oxigênio, fotossinteticamente produzido, é utilizado pelas bactérias na degradação dos componentes orgânicos, sendo estes parcialmente oxidados a dióxido de carbono, que por sua vez é assimilado pelas algas. Adicionalmente, os incrementos na concentração de OD, no pH e na temperatura, resultantes da atividade fotossintética, atuam como fatores potencializadores dos mecanismos de remoção de nutrientes (nitrogênio) e também da inativação de patógenos (BAHLAOU *et al.* 1997).

Rawat *et al.* (2011) relatam sobre a ampla gama de microalgas utilizadas na integração de processos de remoção de N e coliformes, simultaneamente. Gêneros como *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Phormidium*, *Botryococcus*, *Chlamydomonas* e *Spirulina*, tem sido reportados para este fim.

Chinnasamy *et al.* (2010), conduzindo um experimento baseado no isolamento de 15 espécies diferentes de algas, obtiveram como resultados eficiência de remoção de nutrientes próximos a 96%, em efluente contendo esgoto municipal e industrial.

Alves (2012), verificou eficiências de remoção de até 61% para NTK e até 78% para amônia, e o sistema ainda promoveu a remoção de 16% de P em um sistema tratando efluentes de reator UASB, por meio de microalgas, comprovando a viabilidade da aplicação de biomassa algal tratando águas residuárias. A assimilação de nitrogênio pelas algas é verificada principalmente em termos de nitrogênio amoniacal, o qual é empregado na síntese celular.

Todavia, as microalgas não somente utilizam nitrogênio presente nas águas residuárias para seus processos metabólicos, o nitrogênio elementar também pode ser fixado por espécies fitoplânctônicas. Assim, ao passo que as microalgas são capazes de remover compostos nitrogenados da água pela sua incorporação no metabolismo, algumas do grupo das cianobactérias filamentosas são capazes de fixar o N atmosférico por meio de estruturas chamadas heterocistos. Nessas células, ocorre a conversão de N₂ em amônia através da enzima nitrogenase, que atua na ausência de oxigênio. No entanto verificou-se que em espécies não-heterocitadas de algas unicelulares e filamentosas, algumas células vegetativas, equivalem a um heterocisto podendo fixar nitrogênio em condições anóxicas.

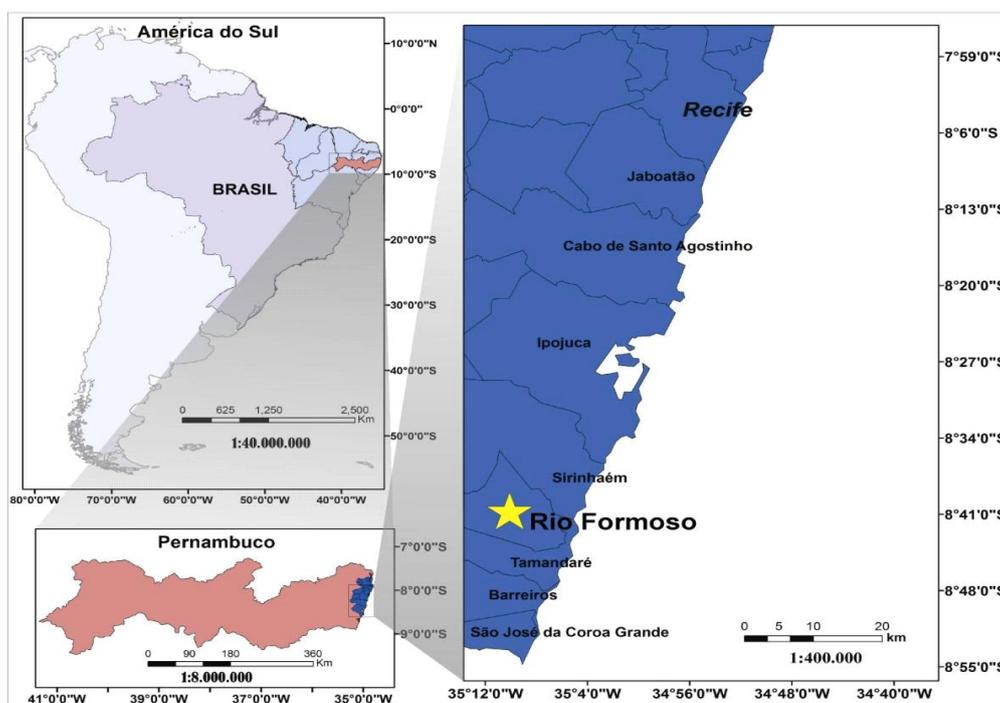
Assim, a fixação de nitrogênio pelas cianobactérias não é determinado pela quantidade, ou mesmo presença de heterocistos, mas pela oferta de compostos inorgânicos nitrogenados no meio (BERGMAN *et al.* 1997).

4. METODOLOGIA

4.1 Caracterização da área experimental

Rio Formoso é um município situado na microrregião da mata meridional de Pernambuco, situado a 08°39'50'' de latitude sul e 35°09'32'' de longitude oeste, distando 81 km da sua capital, Recife (Figura 4.1). Segundo o IBGE (2010), a população é de 22.060 habitantes e densidade demográfica de 92 hab./km². A região possui uma área de 227 km² e parte do território está incluída em uma Área de Proteção Ambiental, a APA Guadalupe, criada a partir do Decreto Estadual n° 19.635, de 13 de março de 1997 (PERNAMBUCO, 1997).

Figura 4.1 – Localização espacial da área de estudo. Adaptado de Macedo (2011).



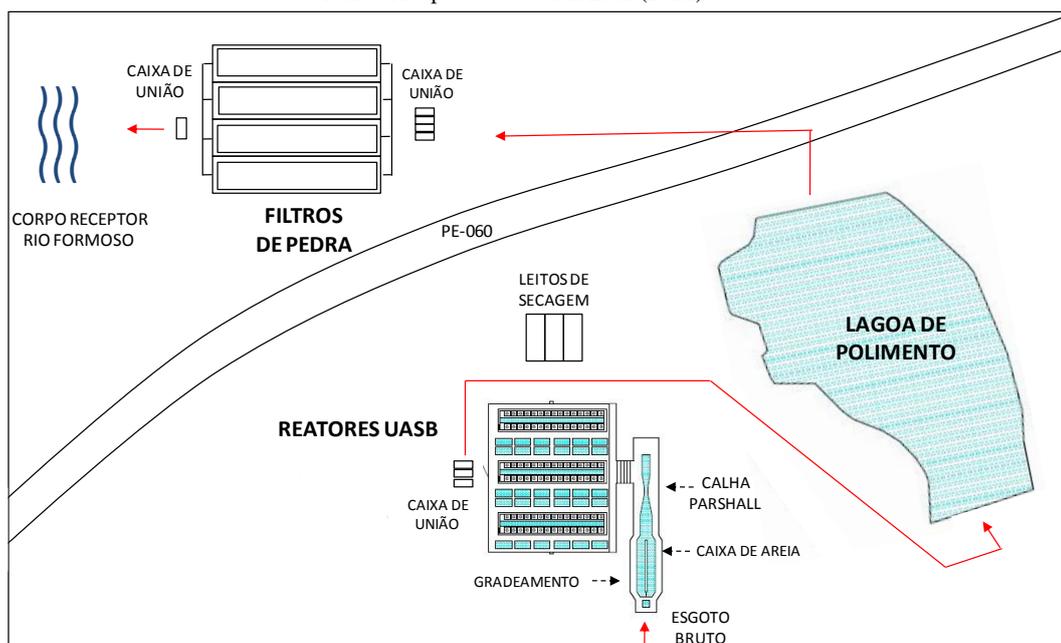
Segundo a Agência Pernambucana de Água e Clima (APAC), Rio Formoso tem clima tropical chuvoso, com pluviosidade anual média de 2.788 mm. O período mais seco corresponde aos meses de dezembro janeiro e fevereiro, com temperatura média de 27°C. Os meses mais chuvosos vão de junho a setembro, com temperaturas médias de 24 °C <www.apac.pe.gov.br> 25/12/13.

4.2 Descrição da ETE Rio Formoso

O esgoto chega à ETE Rio Formoso por meio uma de estação elevatória e passa por uma etapa de tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia). O efluente atravessa a calha *Parshall*, e segue para um conjunto em paralelo de três reatores do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), onde a vazão é igualmente distribuída. Posteriormente segue por uma tubulação de 250 mm de diâmetro para uma caixa de união que recolhe o efluente do conjunto de reatores e o conduz à lagoa de polimento. Por gravidade, o efluente da lagoa segue até uma caixa de união a 600 m da lagoa, onde é distribuído a um conjunto de quatro filtros de pedra percoladores e então recolhido a uma segunda caixa de união, sendo finalmente bombeado até o corpo receptor, o Rio Formoso, distando 600 m da etapa final de tratamento.

A representação esquemática da ETE Rio Formoso pode ser visualizada na Figura 4.2:

Figura 4.2- Desenho esquemático da Estação de Tratamento de Esgoto de Rio Formoso-PE.
Fonte: Adaptado de COMPESA (2012).



O sistema foi projetado para atender uma população de 15.830 habitantes do município de RioFormoso-PE. As dimensões do sistema estão descritos na tabela 4.1:

Tabela 4.1 – Dimensões da ETE Rio Formoso.

Dados	Conjunto de reatores UASB	Lagoa de polimento	Filtros de pedra percoladores
Comprimento (m)	12	170	120
Largura (m)	6	90	120
Profundidade (m)	4,5	1,5	0,5
Área (m ²)	72	15300	14400
Volume (m ³)	324	28050	7920
TDH (d)	0,3	8,1	2
Vazão (m ³ d ⁻¹)	3456	3456	3456

TDH: tempo de detenção hidráulica

Dados relativos à aplicação de carga na lagoa de polimento estão apresentados na Tabela 4.2. As cargas aplicadas apresentadas na Tabela 5.2 foram calculadas baseadas nos valores médios observados para esses parâmetros.

Tabela 4.2 – Cargas de DBO e NTK aplicadas à lagoa de polimento.

Dados	Unidade	Valor
Carga orgânica	kg DBO d ⁻¹	169,3
TAS	kg DBO ha d ⁻¹	110,7
TAV	kg DBO m ³ d ⁻¹	0,007
Carga N-NTK	kg NTK d ⁻¹	137,9
TAS	kg NTK d ⁻¹	90,1
TAV	kg NTK m ³ d ⁻¹	0,006
Carga de N-amoniaco	kg N-NH ₃ d ⁻¹	119,2
TAS	kg N-NH ₃ ha d ⁻¹	77,9
TAV	kg N-NH ₃ m ³ d ⁻¹	0,005

Nota: TAS: Taxa de aplicação superficial. TAV: Taxa de aplicação volumétrica.

A profundidade da lagoa do presente estudo difere daquelas designadas às lagoas de polimento convencionais 0,6 – 1,0 (Kellner; Pires (1998), von Sperling (2002), Varón; Mara (2004) – conforme apresentado na Tabela 3.1. No entanto, a nomenclatura ‘polimento’ será mantida pelo fato desta lagoa receber uma carga orgânica média típica de lagoas de polimento, tratados previamente em reator UASB.

4.4 Monitoramento na lagoa de polimento

Com o objetivo de abranger todo o ciclo climático anual da região em estudo, o monitoramento do sistema teve duração de 14 meses sendo de setembro de 2011 a

novembro de 2012, (totalizando 412 dias de experimento) sendo possível caracterizar as estações predominantes na região (chuvosa e de estiagem).

Os horários das coletas foram por volta de 12 h período em que uma intensa radiação solar era emitida sobre o espelho d'água da lagoa e a biomassa encontrava-se em intensa atividade metabólica. Nesse horário, as vazões de esgotos também são tipicamente maiores nas estações de tratamento de esgotos (PROSAB 2005).

Inicialmente, pretendia-se avaliar o sistema semanalmente, mas, pela quantidade de parâmetros a avaliar e pela relativa distância do local de amostragem (81 km) ao Laboratório de Saneamento Ambiental UFPE, as coletas passaram a ter periodicidade quinzenal. Por diversos problemas técnicos na estação elevatória e no conjunto motor bomba da saída do sistema, a ETE Rio Formoso, apresentou algumas paradas durante os 14 meses de monitoramento, não sendo possível uma regularidade exata na frequência amostral. Entretanto, esses problemas não prejudicaram o desempenho final do trabalho.

No período amostral, foram realizadas 22 coletas, sendo duas delas em escala nictemeral, uma no período chuvoso e uma no período seco. O objetivo da investigação nictemeral foi acompanhar as variações de parâmetros físico-químicos e biológicos ao longo do ciclo diário. Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental, pertencente ao Departamento de Engenharia Civil da UFPE.

4.4.1 Amostragem

Foram demarcados com estacas de madeira 03 pontos no interior da lagoa, para coleta de amostras da superfície e fundo da coluna d'água. As nomenclaturas dadas a cada um dos pontos de amostragem foram:

P1: Afluente da lagoa de polimento (saída dos reatores UASB)

E1S: estação 1 de coleta na superfície da lagoa polimento

E1F: estação 1 de coleta no fundo da lagoa polimento

E2S: estação 2 de coleta na superfície da lagoa polimento

E2F: estação 2 de coleta no fundo da lagoa polimento

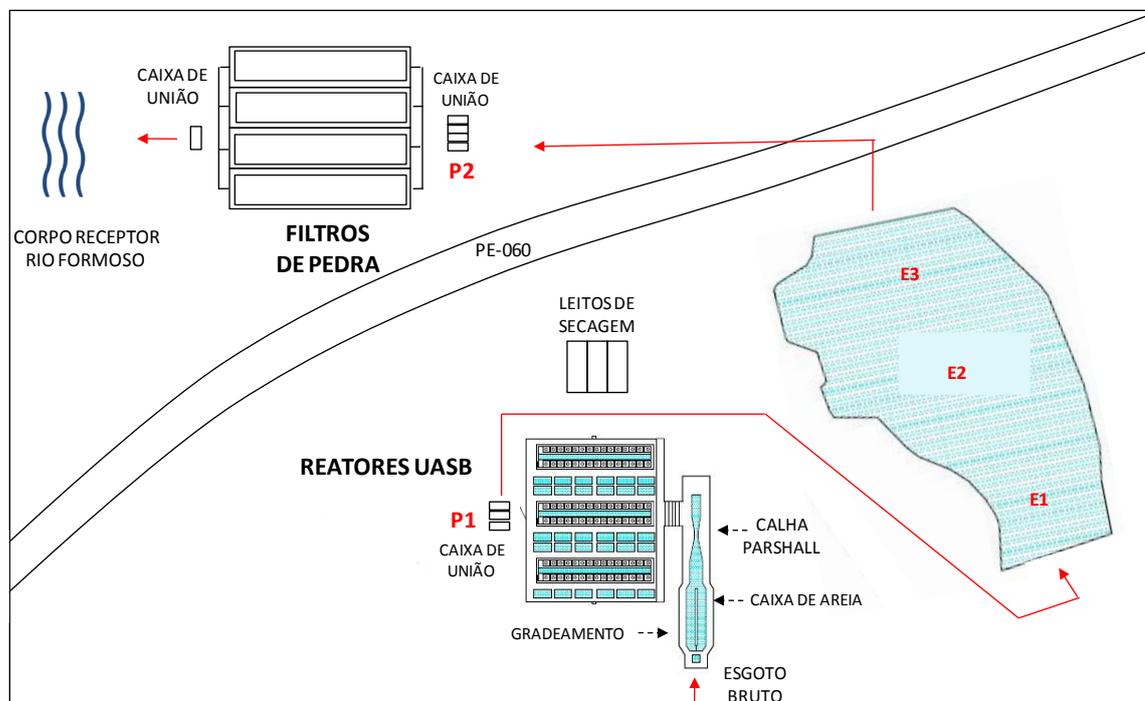
E3S: estação 3 de coleta na superfície da lagoa polimento

E3F: estação 3 de coleta no fundo da lagoa polimento

P3: Efluente da lagoa de polimento (entrada dos filtros de pedra percoladores)

Na Figura 4.3 está representada a localização dos pontos:

Figura 4.3 – Desenho esquemático da localização dos pontos amostrados na ETE Rio Formoso-PE Detalhe: lagoa de polimento com respectivos pontos de coleta. Fonte: Adaptado da COMPESA (2012).



Nota: os pontos E1 E2 e E3 foram coletados na superfície e fundo, sendo denominados E1F, E2F e E3F.

As coletas no interior da lagoa foram realizadas com auxílio de um barco a remo de fibra de vidro. As amostras na superfície foram coletadas em recipientes plásticos e as do fundo com auxílio de uma garrafa coletora do tipo *van Dorn*.

As amostras para análises físico-química foram imediatamente condicionadas em gelo. As amostras para análise bacteriológica foram mantidas a temperatura ambiente, enquanto que as amostras para análise do fitoplâncton foram fixadas em lugol acético.

A Figura 4.4, apresenta imagens fotográficas do momento de coleta.

Figura 4.4 – Pontos de coleta. (a) ponto de entrada na lagoa pós - UASB (P1), (b) lagoa de polimento E1 (c), lagoa de polimento E2, (d) lagoa de polimento (E3) (e), caixa de união-saída da lagoa (P2).



4.5 Parâmetros analisados

4.5.1 Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos foram obtidos através do LAMEPE (Laboratório de Meteorologia de Pernambuco) situado no Instituto de Tecnologia de Pernambuco ITEP. O LAMEPE possui uma estação meteorológica instalada nas terras da Usina Cucaú, localizada a 26 km da área urbana de Rio Formoso.

4.5.2 Monitoramento de campo

Alguns parâmetros foram monitorados *in loco* com auxílio de equipamentos portáteis. Foi utilizado equipamento multiparâmetros portátil da marca HACH, modelo D40, dotado de sondas específicas para pH, oxigênio dissolvido, e temperatura. Esses parâmetros foram avaliados na superfície (20 cm na coluna d'água) e no fundo (aproximadamente 130 cm na coluna d'água), assim como no afluente e efluente da lagoa de polimento. Foi realizado um acompanhamento da vazão afluente no sistema a fim de se conhecer a vazão real de entrada e sua frequência ao longo do dia. O método utilizado foi o proposto por Azevedo Neto e Alvarez, (1982) para medição em calha *Parshall*.

Um disco de *Secchi* de 30 cm de diâmetro ligado a uma corda métrica foi utilizado para avaliar a transparência da água e a zona eufótica na lagoa de polimento. Anotou-se a medida de profundidade em que o disco desaparecia. Esse valor foi multiplicado pelo fator 3, obtendo-se dessa forma a faixa de zona eufótica na coluna d'água. O fator 3, segundo Esteves (1998) é o mais utilizado no Brasil para estimar a zona eufótica das águas, que corresponde a profundidade onde a intensidade da luz decresce até 1% daquela que chega à superfície. A Tabela 4.3 resume os parâmetros monitorados em campo e seus respectivos métodos.

Tabela 4.3 – Parâmetros monitorados em campo e respectivos métodos.

Parâmetros	Unidade	Método
pH	-	Eletrométrico
Temperatura	°C	Eletrométrico
Oxigênio dissolvido	mgL ⁻¹	Eletrométrico
Transparência	cm	Disco de <i>Secchi</i>
Turbidez	UN	Nefelométrico
Vazões	m ³ d ⁻¹	Medições em campo

4.5.3 Parâmetros físico-químicos

As garrafas plásticas contendo as amostras foram preservadas em gelo, acomodadas em caixas térmicas durante o transporte e mantidas refrigeradas até o momento das análises. A determinação dos parâmetros seguiu as recomendações do *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 1998). O método usado para

determinação de clorofilas foi o espectrofotométrico para determinação de pigmentos fotossintetizantes, proposto pela CETESB (1978).

Para a quantificação das formas dissolvidas de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, DQO, e DBO, foram utilizados filtros de fibra de vidro e em seguida submetidas a filtros de polipropileno com 0,45 µm de poro. A turbidez foi medida com turbidímetro da marca HACH.

4.5.3.1 Determinação das espécies de nitrogênio

As porções particuladas foram expressas pela subtração dos dissolvidos aos brutos. A porção orgânica de nitrogênio foi obtida pela subtração do nitrogênio amoniacal ao NTK. O N-orgânico particulado foi obtido por meio da diferença entre N-orgânico (total) e o NTK dissolvido (obtido por meio de filtração em filtros de polipropileno com 0,45 µm de poro). A parcela de N-orgânico dissolvido foi obtida por meio da diferença entre a parcela de NTK, e o N-amoniacal total.

As concentrações de nitrito e nitrato foram determinadas por meio de curva de calibração padrão.

4.5.4 Parâmetros bacteriológicos

Para realização das análises bacteriológicas, as amostras foram coletadas em frascos plásticos estéreis e mantidas a temperatura ambiente durante o transporte, sendo imediatamente submetidas aos procedimentos de análise na chegada ao laboratório. A técnica de tubos múltiplos foi utilizada para a quantificação de coliformes termotolerantes (APHA, 1998).

4.5.5 Análise qualiquantitativa do fitoplâncton

Para a análise qualitativa do fitoplâncton foi utilizado microscópio óptico comum da marca Nikon Eclipse modelo E-200, lâmina 26 mm x 76 mm x 1 mm e lamínula de vidro comum em aumentos de 40X e 100X. Para a análise quantitativa, utilizou-se um microscópio invertido da marca Feldmann Wild Leitz, modelo Invert 1500.

Previamente foram realizadas diluições das amostras, adotando-se diluições 1:5, para amostras coletadas ao longo de todo o ciclo. A técnica utilizada na contagem foi de *Utermöhl*, sendo a quantificação das células (cel.mL) realizada por meio de técnicas de

transectos padronizados (vertical e horizontal). Para o cálculo do transecto, o microscópio invertido foi calibrado com o auxílio de uma lâmina micrométrica. As contagens foram realizadas com câmaras para a sedimentação de 5 mL.

Para análise da dinâmica do fitoplâncton foram adotados a densidade total e específica dos organismos

A densidade total e específica foi calculada de acordo com Villafañe e Reid (1995) e expressa em cel/mL.

$$D = \frac{N}{V_c} \quad \text{sendo, } V_c = \frac{A_c + V}{A_t} \quad (\text{eq. 4.1})$$

Em que:

D: densidade específica (cel/mL)

N: número de células contadas

Vc: volume contado (mL)

Ac: área contada (cm²)

V: volume sedimentado na câmara (cm³)

At: área total da câmara de contagem (cm²)

Na Tabela 4.4 têm-se o resumo dos parâmetros avaliados em laboratório.

Tabela 4.4- parâmetros avaliados em laboratório.

Parâmetros	Unidades	Método
NTK total e dissolvido	mg L ⁻¹	Macro Kjeldhal
N-amoniaco total	N-NH ₃ mg L ⁻¹	Destilação e titulação
Nitrito	N-NO ₂ mg L ⁻¹	Colorimétrico
Nitrato	N-NO ₃ mg L ⁻¹	Colorimétrico (FIA)
DQO total e dissolvida	mg L ⁻¹ O ₂	Colorimétrico
DBO total e dissolvida	mg L ⁻¹ O ₂	5 dias a 20 °C
Alcalinidade total	mg L ⁻¹ CaCO ₃	Titulométrico
Série de sólidos suspensos	mg L ⁻¹	Gravimetria
Clorofila α	µg L ⁻¹	Colorimétrico
Coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	Tubos múltiplos
Identificação e contagem do fitoplâncton	-	<i>Utermöhl</i>

Na Tabela 4.5, estão representados os parâmetros avaliados em cada ponto de amostragem.

Tabela 4.5- Parâmetros avaliados nos pontos de amostragem da lagoa de polimento em estudo.

Parâmetros	Afluente lagoa P1	Superfície da lagoa			Fundo da lagoa			Efluente lagoa P2
		E1S	E2S	E3S	E1F	E2F	E3F	
Série de nitrogênio	x	x	x	x	x	x	x	x
Nitrito	x	x	x	x	x	x	x	x
Nitrato	x	x	x	x	x	x	x	x
Alcalinidade total	x	x	x	x	x	x	x	x
Série de sol. suspensos	x	x	x	x	x	x	x	x
Fósforo total	x							x
Coliformes	x		x			x		x
DQO total	x							x
DQO dissolvida	x							x
DQO particulada	x							x
DBO total	x							x
DBO dissolvida	x							x
DBO particulada	x							x
Turbidez	x	x	x	x	x	x	x	x
Clorofila a		x	x	x	x	x	x	x
Zona eufótica		x	x	x				
OD	x	x	x	x	x	x	x	x
Temperatura	x	x	x	x	x	x	x	x
pH	x	x	x	x	x	x	x	x
Fitoplâncton			x			x		x

4.6 Descrição das coletas nictemerai

No sentido de avaliar o comportamento do nitrogênio na massa líquida ao longo do dia, foram realizadas coletas em escala nictemeral, com intervalos de 2 hs entre cada coleta. Todos os parâmetros de campo e os dados meteorológicos foram observados, assim como a série de nitrogênio e aspectos relativos ao fitoplâncton. O comportamento nictemeral da lagoa de polimento na estação foi realizado em duas coletas, cada uma representando um período do ano (chuvoso e de estiagem). Os horários estabelecidos foram: 6 h, 8 h, 10 h, 12 h, 14 h, 16 h, 18 h, 20 h, 22 h, 0 h, 2 h e 4 h, na superfície (ponto E2S) e fundo (ponto E2F) da lagoa de polimento. Para quantificação das concentrações dissolvidas, as amostras foram filtradas no local (de polipropileno com 0,45 µm de poro) e mantidas refrigeradas até o momento da análise.

Na Figura 4.5, tem-se o registro das coletas nas duas estações.

Figura 4.5 - Coletas nictemerais. (a e b) período chuvoso 18 e 19/07/12 e período de estiagem 14 e 15/11/12 em coletas diurnas, (c e d) período chuvoso 18 e 19/07/12 e período de estiagem 14 e 15/11/12 em coletas em coletas noturnas.



4.7 Tratamento estatístico dos dados

A estatística descritiva dos dados foi feita por meio de planilha eletrônica e construção de gráficos do tipo Box-Whiskers. O grupo de dados foi submetido a testes que tratam as diferenças entre aspectos como as profundidades da lagoa (superfície e fundo), entre os pontos (E1 E2 e E3) e entre os meses de coleta. Utilizou-se o teste paramétrico ANOVA o não paramétrico *Kruskal Wallis*, e o teste de *Dunn (à posteriori)*. Para verificar a correlação entre variáveis foi aplicado o coeficiente de correlação de *Spearman*.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Avaliação geral da lagoa de polimento

A Tabela 5.1 apresenta as médias aritméticas dos valores dos parâmetros monitorados durante o período de estudo na lagoa de polimento. Observa-se que todos os parâmetros apresentam valores que atendem aos preconizados na legislação vigente, exceto para coliformes termotolerantes, que apresentou-se acima dos requisitos legais, em todas as campanhas de coleta em que foi investigado.

Tabela 5.1: Médias aritméticas dos parâmetros analisados em cada ponto durante todo período de amostragem.

Parâmetros	Unidade	Afluente lagoa P1	Superfície da lagoa			Fundo da lagoa			Efluente lagoa P2	Limite CONAMA ² 430
			E1S	E2S	E3S	E1F	E2F	E3F		
N amoniacal total	mg L ⁻¹	34,5	17,6	18,8	14,3	16,9	17,0	18,7	17,6	20 ¹
NTK	mg L ⁻¹	38,9	25,9	25,3	24,0	24,5	24,7	26,2	22,9	-
N total dissolvido	mg L ⁻¹	28,6	17,6	15,6	16,1	18,3	17,2	17,6	13,4	-
N total particulado	mg L ⁻¹	9,1	7,1	6,6	8,3	6,0	5,7	9,7	9,0	-
N orgânico	mg L ⁻¹	4,4	7,5	8,7	9,7	6,2	6,8	8,6	5,2	-
Nitrito	mg L ⁻¹	0,06	0,06	0,22	0,10	0,14	0,12	0,03	0,09	-
Nitrato	mg L ⁻¹	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,02	-
Alcalinidade total	mg L ⁻¹	394	282	220	215	279	236	227	143	-
Sólidos susp. totais	mg L ⁻¹	79	107	121	120	103	153	125	69	-
Sólidos susp. fixos	mg L ⁻¹	23	28	27	35	21	57	36	15	-
Sólidos susp. voláteis	mg L ⁻¹	56	84	94	89	87	93	88	64	-
Fósforo total	mg L ⁻¹	3,1	-	-	-	-	-	-	3,0	-
Coliformes termotol.	NMP/100mL	10 ⁶	-	10 ⁴	-	10 ⁴	-	-	10 ⁴	-
DQO total	mg L ⁻¹	187	-	-	-	-	-	-	189	-
DQO dissolvida	mg L ⁻¹	122	-	-	-	-	-	-	81	-
DQO particulada	mg L ⁻¹	73	-	-	-	-	-	-	110	-
DBO total	mg L ⁻¹	48,6	-	-	-	-	-	-	54,1	120 mg/L ³
DBO dissolvida	mg L ⁻¹	41,6	-	-	-	-	-	-	11,1	-
DBO particulada	mg L ⁻¹	12	-	-	-	-	-	-	43	-
Turbidez	UN	69	93,3	104	90,3	84	97,6	92	89,1	-
Clorofila α	$\mu\text{g L}^{-1}$	-	121	143	158	132	127	117	55	-
Zona eufótica	m	-	0,6	0,6	0,5	-	-	-	-	-
OD	mg L ⁻¹	1,3	10,9	16,9	16,6	0,58	0,62	1,0	5,0	-
Temperatura	°C	28,8	30,4	31,1	31,0	29,0	29,1	29,1	29,8	40°C
pH	-	6,9	8,0	8,6	8,6	7,5	7,6	7,7	7,5	5 a 9
Fitoplâncton	cel/mL	-	-	10 ⁸	-	-	10 ⁶	-	-	-

1 O limite para lançamento de N-amoniacal foi temporariamente suspenso pela resolução CONAMA 430/11

2 (-) parâmetros não contemplados na legislação vigente.

3 Este limite poderá ser ultrapassado, no caso de efluentes oriundos de sistemas de tratamento com eficiência mínima de 60% da DBO total ou mediante a um estudo da autodepuração do corpo receptor.

Para o lançamento de efluentes de esgotos sanitários domésticos tratados em corpo receptores de Classe 2, o limite de lançamento estabelecido na legislação CONAMA 357/05 para nitrogênio amoniacal era contemplado 20 mgL⁻¹. Entretanto, a Resolução CONAMA 410/09 suspendeu temporariamente, em 05 de maio de 2009 a necessidade de atendimento do citado parâmetro e, posteriormente em 13 de maio de 2011 foi

publicada a Resolução 430/11, que versa sobre os padrões de lançamento para efluentes tratados, eliminou o nitrogênio amoniacal dos parâmetros de atendimento para esgotos sanitários tratados.

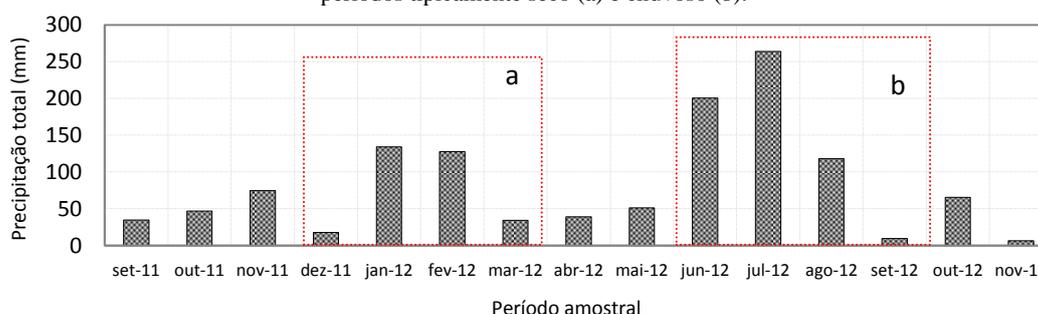
5.1.2 Aspectos climatológicos

5.1.2.1 Precipitação e radiação solar acumulada

Devido às características da região Nordeste, onde se localiza a ETE Rio Formoso, as estações do ano não estão divididas em ciclos bem delimitados e característicos (primavera, verão, outono e inverno), mas divididas em dois períodos distintos: um chuvoso e outro de estiagem, visto que não se observam mudanças relevantes de temperatura e de outras variáveis meteorológicas ao longo do ano.

A Figura 5.1 apresenta os valores referentes à precipitação total durante os meses de estudo. Constatou-se que durante o período amostral (14 meses), os meses mais chuvosos foram junho, julho e agosto de 2012. Nestes meses foram registrados elevados índices pluviométricos. Ocorrência de chuvas também foi observada nos meses de janeiro e fevereiro de 2012. Os meses de dezembro de 2011 e setembro e novembro de 2012 apresentaram menores índices pluviométricos o durante o estudo.

Figura 5.1: Precipitação total referente aos meses de monitoramento. Fonte: LAMEPE 2011; 2012. Detalhe: períodos tipicamente seco (a) e chuvoso (b).



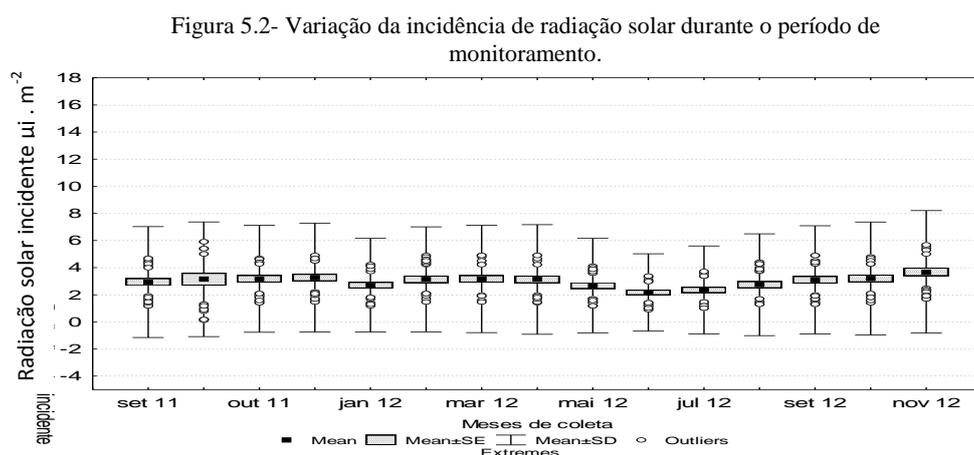
* No mês de setembro de 2012 não foi realizada coleta.

Segundo a Agência Pernambucana de águas e Clima (APAC, 2013), nas regiões da Zona da Mata e do Litoral de Pernambuco, o período mais seco corresponde aos meses de dezembro, janeiro e fevereiro. O mês de fevereiro é considerado como sendo o mês de fechamento do período, neste mês normalmente são observadas chuvas ocasionais. O período chuvoso ocorre, em geral, de junho a setembro.

Assim, pode-se dizer que o período amostral apresentou-se atípico, tendo em vista a ocorrência de chuvas durante o período considerado seco (no mês de janeiro), e ausência de chuvas em mês pertencente ao período naturalmente chuvoso (setembro).

Geralmente, a entrada de águas pluviais numa lagoa de estabilização diminui a eficiência em razão da diminuição do tempo de detenção hidráulica, mas por outro lado, dilui as concentrações de nutrientes. O efeito de diluição devido a entrada de água pode aumentar a zona fótica e também interferir na composição da comunidade fitoplanctônica e bacteriana na massa líquida.

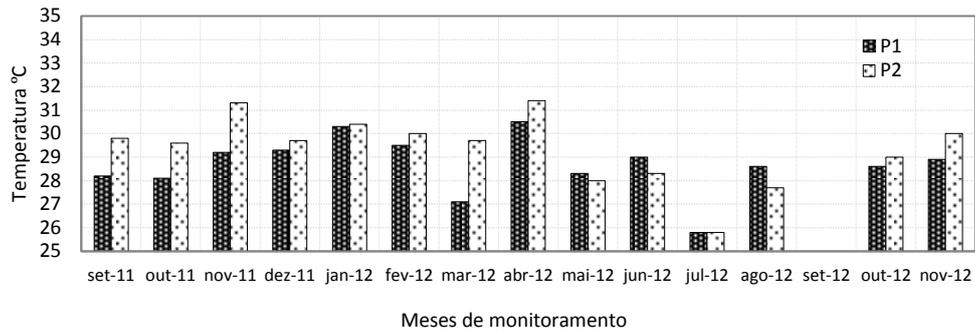
A Figura 5.2 apresenta os valores referentes à incidência de radiação solar durante os meses de estudo. Os valores médios da radiação solar incidente estiveram constantes ao longo dos meses de monitoramento, mas apresentando, como esperado face ao sombreamento causado pelas nuvens, uma sutil diminuição dos valores médios nos meses de maiores índices pluviométricos (janeiro, junho, julho e agosto).



5.1.3 Temperatura da água, pH e oxigênio dissolvido

Durante o período de monitoramento, as temperaturas médias do afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento foram 28,8 °C e 29,8 °C, respectivamente. Entretanto, houve uma diminuição da temperatura média durante os meses mais chuvosos (junho, julho e agosto), como pode ser visto através da Figura 5.3.

Figura 5.3: Temperaturas médias afluentes (P1) e efluente (P2) à lagoa de polimento.

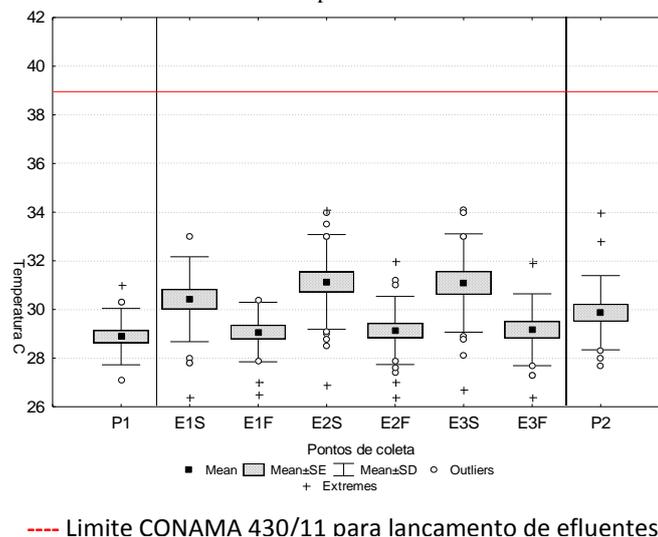


*No mês de setembro de 2012 não foi realizada coleta.

As temperaturas médias do efluente da lagoa de polimento são em geral maiores do que as observadas no afluente, devido à exposição do espelho d'água à radiação solar ao longo do dia. De fato isso foi observado, pois as temperaturas no efluente (P2) da lagoa foram maiores do que as do afluente, com exceções dos meses mais chuvosos, onde a incidência solar sobre a massa líquida foi menor. Embora os valores médios da radiação solar incidente tenham sido sutilmente menores nos meses chuvosos, houve decréscimo de até 2 graus °C na temperatura da água nesses meses.

No interior da lagoa de polimento, houve uma grande variação da temperatura média na coluna d'água, como está apresentado na Figura 5.4:

Figura 5.4: Variação da temperatura média no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



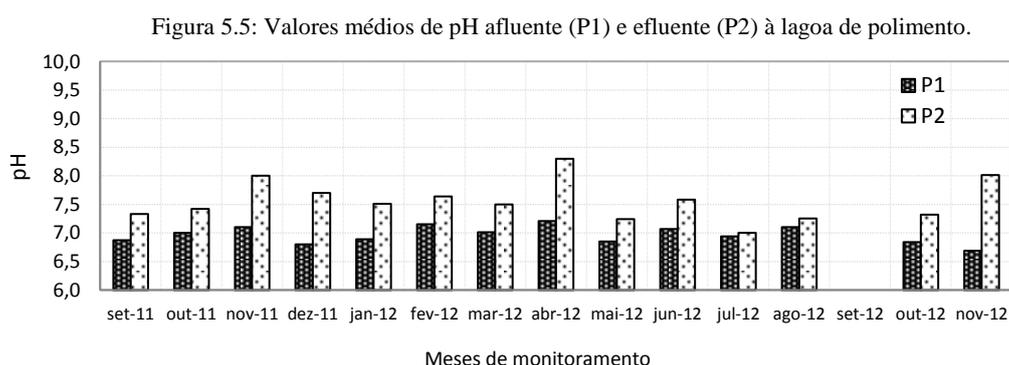
Pela análise da Figura 5.4, pode-se observar que os valores mais elevados de temperatura ocorrem na superfície da coluna d'água (pontos E1S, E2S e E3S). A radiação solar que incide na lagoa penetra mais expressivamente nos primeiros

centímetros da coluna d'água, dessa forma, as camadas mais superficiais apresentam temperaturas médias mais elevadas do que as mais profundas (KELNNER; PIRES, 2002). O líquido aquecido, menos denso assume a posição superficial na coluna d'água, e não havendo condições de mistura pelos ventos incidentes na lagoa, ocorre uma estratificação térmica ao longo da coluna d'água. Essas características puderam ser claramente observadas na lagoa de polimento estudada.

As médias de temperatura observadas nos pontos de superfície E1S, E2S e E3S foram respectivamente 30.4, 31.1, e 31.0 °C, o valor mais elevado observado foi de 34.1 °C. As médias de temperatura observadas no fundo, pontos E1F, E2F e E3F, foram respectivamente 29.0, 29.1 e 29.2 °C.

Durante o período de monitoramento, as temperaturas se mantiveram dentro do limite estipulado pelo CONAMA 430/11 para lançamento de efluentes sanitários, que preconiza temperaturas abaixo de 40 °C.

A Figura 5.5 apresenta o comportamento do pH afluente e efluente. Pela análise da Figura, nota-se pouca variação no pH do esgoto afluente à lagoa de polimento. O afluente apresentou tendência à neutralidade, mantendo-se constante ao longo do estudo. Todavia os valores de pH do efluente apresentaram-se mais elevados. Essas mudanças ocorrem principalmente devido a fotossíntese realizada pelas algas no interior da lagoa, que retiram do meio a acidez carbônica, elevando o pH (CAMARGO VALERO *et al*, 2010b).

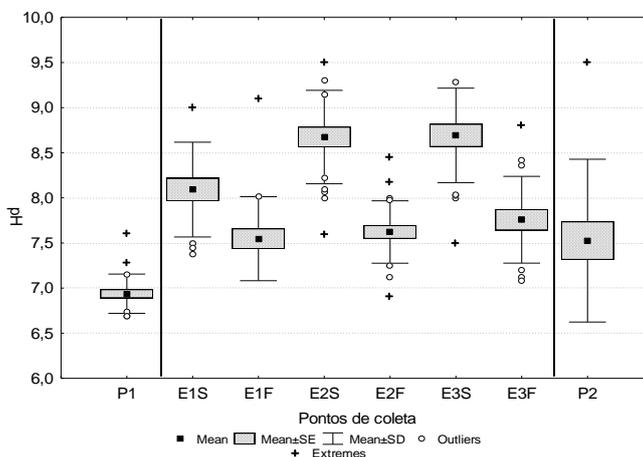


*No mês de setembro de 2012 não foi realizada coleta.

O comportamento do pH no afluente, efluente e interior da lagoa pode ser visualizado na Figura 5.6. Pela análise da Figura, observa-se que os valores de pH do fundo da lagoa não sofreram grandes variações. No entanto, os valores observados na superfície

aumentaram progressivamente do ponto E1S aos pontos E2S e E3S. Na superfície da lagoa foram observados valores médios de 8,0, 8,6 e 8,6, para E1S, E2S e E3S, respectivamente. Em alguns pontos, os valores máximos observados alcançaram até 9,5. Nos pontos do fundo, os valores médios foram 7,5, 7,6 e 7,7 para E1F, E2F e E3F, respectivamente.

Figura 5.6 - Variação do pH médio no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



Nos pontos com valores de pH mais elevados, ocorreu uma maior estratificação em relação a esse parâmetro. Este comportamento pode ser atribuído a mineralização da matéria orgânica no decorrer do percurso da lagoa, aumentando a disponibilidade de CO₂ que é rapidamente assimilado pelas algas.

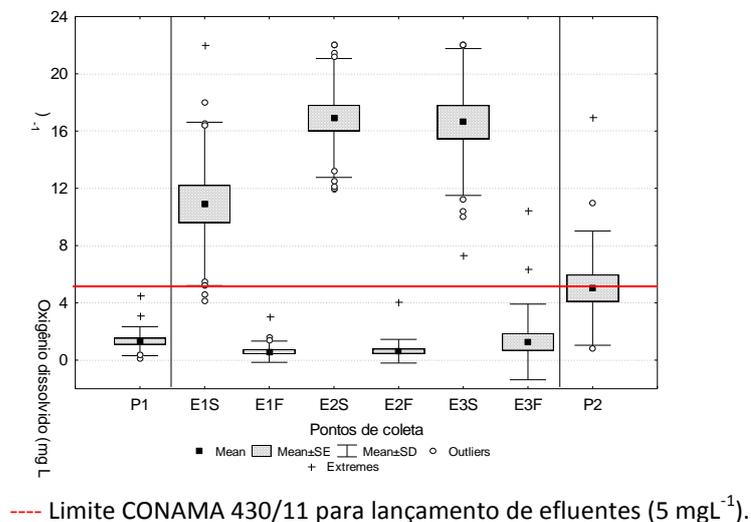
Segundo Camargo Valero *et al.* (2010b), os elevados valores de pH alcançados na lagoa, são consequência do crescimento de algas e da intensa realização da fotossíntese. A atividade fotossintética por sua vez está diretamente relacionada com a temperatura e a radiação solar. O aumento do pH ocorre quando a taxa de retirada de acidez carbônica é muito maior que sua reposição pela respiração bacteriana, sendo esta a razão pela qual ocorre o aumento considerável nas zonas mais superficiais da coluna d'água, onde há intensa atividade da biomassa.

Para o parâmetro pH, o efluente da lagoa de polimento da ETE Rio Formoso atende ao padrão estabelecido pela resolução CONAMA 430/11, que preconiza um valor de pH entre 5,0 e 9,0, no efluente das estações de tratamento para lançamento em corpo receptor de classe 2.

A Figura 5.7 apresenta o comportamento dos valores médios de oxigênio dissolvido no líquido ao longo da lagoa de polimento. O afluente da lagoa de polimento, por ser

efluente de reator UASB, chega à lagoa praticamente desoxigenado, apresentando valor médio de $1,3 \text{ mgL}^{-1}$ que sofre grandes variações no interior da lagoa de polimento.

Figura 5.7- Variação do OD no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



Devido à atividade fotossintética do fitoplâncton, a superfície da lagoa pode apresentar uma supersaturação de oxigênio dissolvido (KELLNER;PIRES, 2002). No presente estudo, foram observadas médias de $10,9$, $16,6$ e $17,0 \text{ mgL}^{-1}$, chegando a valores extremos de até 22 mg L^{-1} , enquanto nas camadas mais profundas da lagoa o OD é praticamente nulo, apresentando médias de $1,0$, $2,0$ e $3,1 \text{ mg L}^{-1}$

A intensidade da atividade fotossintética do fitoplâncton é dependente da temperatura e da disponibilidade de luz solar, o que influencia diretamente o pH e as concentrações de OD em lagoas de estabilização (KÖNIG, 1998). Por esta razão, os efluentes das lagoas normalmente apresentam níveis de oxigênio dissolvidos elevados. Este comportamento foi visto no efluente da lagoa de polimento da ETE Rio Formoso, que apresentou valor médio de $5,0 \text{ mgL}^{-1}$ de oxigênio dissolvido, mas com valores máximos de 10 e 17 mg L^{-1} .

No que tange o lançamento de efluente sanitário em rios classe II, a legislação vigente para este aspecto estabelece um valor mínimo de 5 mg L^{-1} de oxigênio dissolvido no efluente, antes que este seja lançado no corpo receptor. Em grande parte das coletas, esse valor foi observado no efluente da lagoa de polimento.

A Tabela 5.3 apresenta o resumo estatístico dos parâmetros acima citados. Observou-se uma reduzida variação entre as médias observadas na superfície e fundo dos dados

referentes à temperatura e pH. Já a variação nas médias de OD na superfície e fundo, apresentou-se bastante elevada.

Tabela 5.2- Estatística descritiva para as variáveis temperatura, pH e oxigênio dissolvido nos pontos afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.

Ponto	Nº de dados	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	DP	Coeficiente de variação (%)
Temperatura (°C)							
P1	20	25,8	28,9	29,0	31,0	1,15	0,03
E1S	18	26,4	30,4	31,0	33,0	1,15	0,03
E1F	18	26,5	29,0	29,5	30,4	1,22	0,04
E2S	22	26,9	31,1	31,1	34,1	1,94	0,06
E2F	22	26,4	29,1	29,2	32,0	1,39	0,04
E3S	18	26,7	31,0	31,5	34,1	2,02	0,07
E3F	18	26,4	29,1	29,4	32,0	1,47	0,05
P2	22	27,7	29,8	29,8	34,0	1,52	0,05
pH							
P2	20	6,6	6,9	6,8	7,6	0,21	0,03
E1S	17	7,3	8,0	8,0	9,0	0,52	0,06
E1F	17	7,1	7,5	7,3	9,1	0,46	0,06
E2S	21	7,5	8,6	8,6	9,5	0,51	0,05
E2F	21	6,9	7,6	7,6	8,4	0,34	0,04
E3S	17	7,5	8,6	9,0	9,2	0,52	0,06
E3F	17	7,0	7,7	7,6	8,8	0,48	0,06
P2	18	4,6	7,5	7,5	9,5	0,90	0,12
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)							
P1	19	0,1	1,3	1,1	4,5	1,01	0,77
E1S	19	4,1	10,9	8,3	22,0	5,70	0,52
E1F	19	0,1	0,5	0,3	3,0	0,74	1,48
E2S	21	11,9	16,9	15,9	22,0	4,15	0,24
E2F	22	0,1	0,6	0,3	4,0	0,82	1,36
E3S	19	7,3	16,6	15,0	22,0	5,12	0,30
E3F	19	0,9	1,2	0,3	10,4	2,64	2,20
P2	18	0,8	5,0	4,1	17,0	3,00	0,79

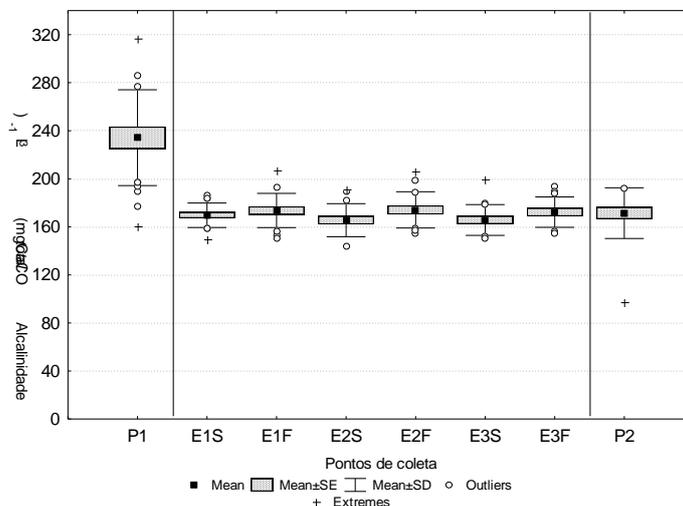
Cabe ressaltar que por se tratarem de parâmetros diretamente influenciados pelas condições climáticas locais, essas variáveis podem sofrer grandes alterações ao longo do dia (PATRICK *et al.* 1997). Esses parâmetros serão discutidos quanto às variações ao longo do ciclo diário nos tópicos seguintes, que avaliam parâmetros físico-químicos em escala nictemeral.

5.1.4 Alcalinidade

A Figura 5.8 apresenta o comportamento da alcalinidade no sistema. O valor médio da alcalinidade no afluente (P1) foi 234,2 mg CaCO₃ L⁻¹. Nota-se que logo no primeiro ponto da lagoa de polimento (E1S) ocorre uma acentuada redução da alcalinidade. Essa variação pode ser creditada a uma diluição ao entrar na lagoa e/ou ao consumo de alcalinidade a partir da atuação de algum processo biológico. As médias observadas nos pontos do interior da lagoa de polimento, não apresentaram grandes alterações, variando

entre 165,5 e 174,1 mg CaCO₃ L⁻¹. O valor médio de alcalinidade observado no efluente (P2) se assemelha aos valores observados no interior da lagoa, sendo este de 171mg CaCO₃ L⁻¹.

Figura 5.8: Variação da alcalinidade no afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



Na Tabela 5.4 está apresentada a estatística dos valores de alcalinidade total. Observou-se que a alcalinidade praticamente não variou no interior da lagoa, justificado pelos baixos valores de desvio-padrão. Por outro lado, foi observada uma pequena variação relativa aos valores médios do afluente e efluente.

Tabela 5.3: Estatística descritiva para alcalinidade avaliada no afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.

Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)							
Ponto	Nº de dados	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	DP	Coefficiente de variação (%)
P1	22	160,6	234,2	244,0	316,0	39,9	0,17
E1S	18	149,6	169,6	169,5	186,4	10,1	0,05
E1F	18	150,5	173,6	173,6	207,0	14,2	0,08
E2S	22	143,6	165,5	160,9	191,1	13,7	0,08
E2F	22	154,8	174,1	170,0	205,9	15,0	0,08
E3S	18	150,9	165,6	161,3	199,5	12,8	0,07
E3F	18	155,0	171,0	170,8	193,5	13,0	0,07
P2	22	97,1	171,0	172,3	192,2	21,1	0,12

5.1.5 Remoção de matéria orgânica

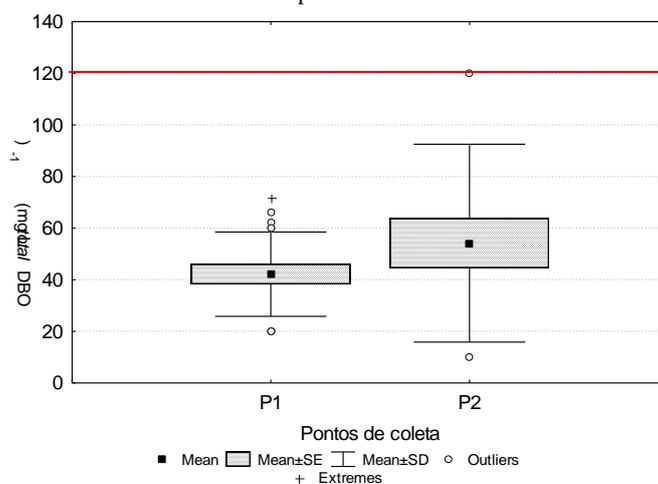
5.1.5.1 DBO total, dissolvida e particulada

As Figuras 5.9, 5.10 e 5.11 apresentam o comportamento da DBO total, dissolvida e particulada, respectivamente. Uma substancial parcela de matéria orgânica do esgoto bruto é removida no reator UASB, por esta razão, os valores de DBO total no afluente da lagoa de polimento foram relativamente baixos, com valor médio de 41 mg L⁻¹,

variando entre 20 e 72 mgL⁻¹. A média afluyente em 70% das campanhas de coleta esteve abaixo da faixa típica, segundo Cavalcanti *et al.* (2001), para efluentes de reator UASB, entre 50 a 100 mgL⁻¹.

O valor médio efluente foi de 54 mgL⁻¹, constatando-se um incremento na concentração média efluente (fig. 5.9). Para Cavalcanti *et al.*, (2001), a elevação da concentração de DBO total observada no efluente das lagoas, se deve à proliferação de algas que encontram nesses ambientes condições favoráveis para desenvolvimento de sua biomassa.

Figura 5.9: Variação da DBO total no afluyente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.



--- Limite CONAMA 430/11 para lançamento de efluentes (120 mgL⁻¹).

Entretanto, conforme estabelecido pela legislação vigente (Resolução 430/11, CONAMA (2011) para determinação da eficiência de DBO total em lagoas, deve ser considerado o valor DBO total afluyente e o valor DBO dissolvida efluente, ou seja, a amostra deve ser submetida à filtração, estando livre da interferência causada pelo crescimento da biomassa das algas. Dessa forma, pode-se dizer que a eficiência média de DBO total na lagoa de polimento esteve em torno de 70%, ao longo do período monitorado.

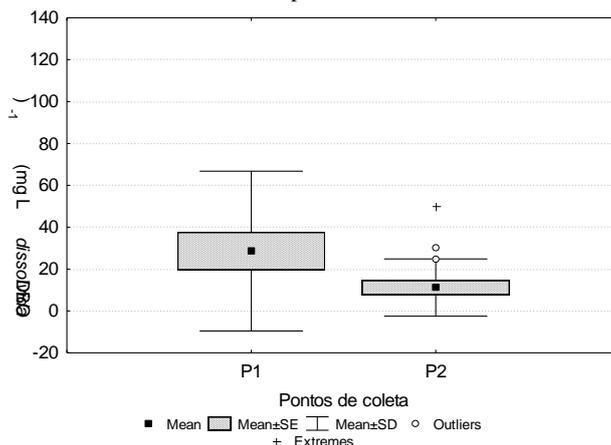
Partindo dessa perspectiva, segundo Silva *et al.*, (1996), em lagoas de polimento é esperada uma remoção de até 75% da DBO total remanescente do reator UASB. As eficiências observadas no presente estudo estiveram na maior parte do tempo (68% das campanhas de coleta) acima deste valor.

A resolução CONAMA 430/11 preconiza que a concentração máxima de DBO total no efluente seja de 120 mgL⁻¹, sendo que este limite poderá ser ultrapassado, no caso de efluentes oriundos de sistemas de tratamento com eficiência mínima de 60% da DBO

total ou mediante a um estudo da autodepuração do corpo receptor. A resolução também prevê que para determinação da DBO, seja utilizado o método 5 dias a 20 °C. O efluente da lagoa de polimento da ETE Rio Formoso atendeu a legislação durante todo período de monitoramento.

Em relação à DBO dissolvida, obtida por meio da filtração da amostra, foi observada uma significativa redução na concentração média no efluente da lagoa de polimento. A média no afluente foi 28 mgL⁻¹, enquanto que no efluente foi de 11 mgL⁻¹.

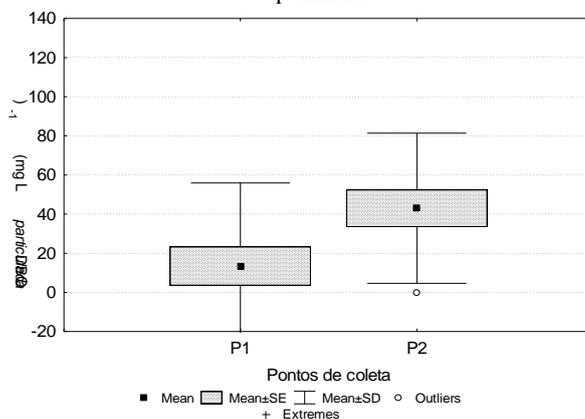
Figura 5.10: Variação da DBO dissolvida no afluente (P1) efluente (P2) da lagoa de polimento.



A média da porção particulada de DBO no afluente da lagoa foi de 12 mg L⁻¹, no efluente, foi observado um aumento da DBO particulada em relação ao afluente (média de 43 mg L⁻¹). Este aumento, como já comentado, deve-se à proliferação de algas na lagoa de polimento, que contabiliza grande parte da matéria orgânica particulada presente nas lagoas de estabilização.

Como houve uma remoção da parcela dissolvida de DBO, depreende-se que o aumento da DBO total esteve relacionado ao aumento da fração particulada de matéria orgânica no efluente da lagoa de polimento (fig. 5.11).

Figura 5.11: Variação da DBO particulada no afluente (P1) efluente (P2) da lagoa de polimento.



Na Tabela 5.4 está apresentada a estatística descritiva para a DBO total, dissolvida e particulada respectivamente. Observa-se uma amplitude na variação dos dados referentes às concentrações de DBO no afluente e efluente. Os desvios padrões mostraram-se elevados quando comparados às médias, e esse comportamento pode ser visualizado nas Figuras 5.9, 5.10 e 5.11.

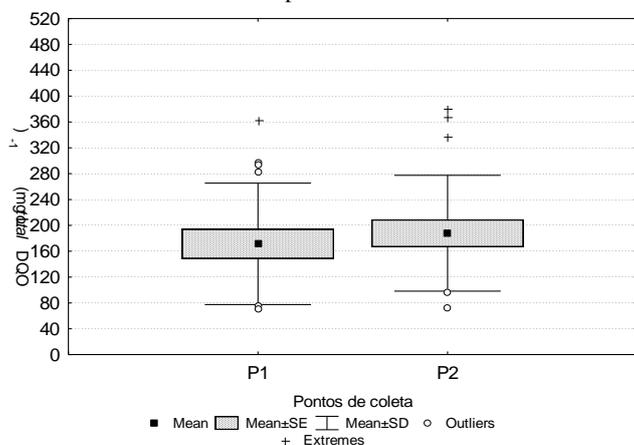
Tabela 5.4: Estatística descritiva para a DBO total, dissolvida e particulada avaliadas no afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.

Ponto	Nº de dados	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	DP	Coefficiente de variação (%)
<i>DBO total (mg L⁻¹)</i>							
P1	18	20	41	38	72	16	0,39
P2	18	10	54	47	120	38	0,70
<i>DBO dissolvida (mg L⁻¹)</i>							
P1	18	5	28	47	45	38	1,35
P2	18	1	11	6	50	13	1,18
<i>DBO particulada (mg L⁻¹)</i>							
P1	18	8	12	17	52	44	3,6
P2	18	1	43	37	70	38	0,88

5.1.5.2 DQO total, dissolvida e particulada

As Figuras 5.12, 5.13 e 5.14 apresentam o comportamento da DQO total, dissolvida e particulada, respectivamente. A concentração média de DQO no afluente foi de 187 mg L⁻¹, estando entre valores de 71 e 363 mg L⁻¹. No efluente, a concentração média foi praticamente a mesma do afluente (189 mgL⁻¹). Em termos gerais, houve um leve aumento na concentração média de DQO total.

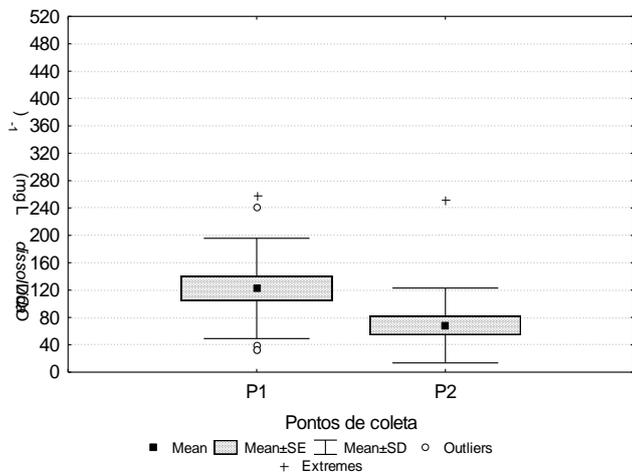
Figura 5.12: Variação da DQO total no afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.



Assim, como na DBO, na determinação da eficiência de remoção de DQO deve ser considerado o valor afluente da DQO total e o valor efluente da DQO dissolvida (filtrada), objetivando eliminar a interferência causada pela biomassa das algas. Assim, a eficiência média de DQO total na lagoa de polimento esteve em torno de 40%, ao longo do período monitorado.

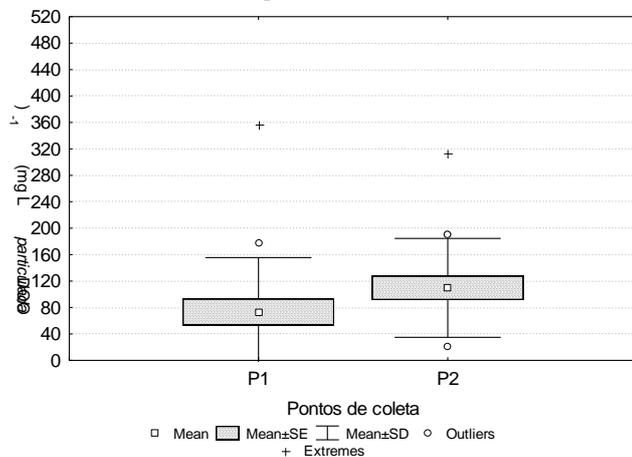
Semelhantemente a DBO dissolvida, houve uma diminuição da parcela dissolvida de DQO, e o mesmo argumento pode ser aplicado. No afluente, a concentração média foi de 122 mgL^{-1} , e efluente de 81 mgL^{-1} havendo uma remoção global de 63%.

Figura 5.13: Variação da DQO dissolvida no afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.



Em relação à DQO particulada, a média afluente foi 73 mgL^{-1} , enquanto a efluente foi 109 mgL^{-1} . Foi observado novamente um acréscimo na concentração média efluente, em torno de 50%, indicando o crescimento de biomassa de algas na lagoa de polimento, como já comentado anteriormente.

Figura 5.14: Variação da DQO particulada no afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.



Cavalcanti *et al.* (2001) sugerem que as concentrações de DBO e DQO total em efluentes de lagoas de polimento dificilmente alcançam valores iguais ou abaixo de 30 mg L⁻¹ e 60 mg L⁻¹, respectivamente. Os dados observados no presente estudo corroboram com o afirmado pelos autores supracitados. Foi observada uma média final de DBO de 54 mg L⁻¹ e DQO total de 189 mgL⁻¹. A eficiência média de remoção de DQO foi 40%.

A Tabela 5.5 apresenta a estatística descritiva para os valores de DQO total, dissolvida e particulada. A variação e desvio dos dados em relação à média mostraram-se bastante amplas, assim como observado nos dados referentes à DBO.

Tabela 5.5: Estatística descritiva dos parâmetros DQO total, dissolvida e particulada no afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.

Ponto	Nº de dados	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	DP	Coefficiente de variação (%)
<i>DQO total (mg L⁻¹)</i>							
P1	18	17	189	166	500	119	0,62
P2	18	72	187	157	380	89	0,47
<i>DQO dissolvida (mg L⁻¹)</i>							
P1	18	32	122	143	258	73	0,59
P2	18	29	81	53	251	75	0,92
<i>DQO particulada (mg L⁻¹)</i>							
P1	18	8	73	46	357	82	1,12
P2	18	8	109	112	313	74	0,67

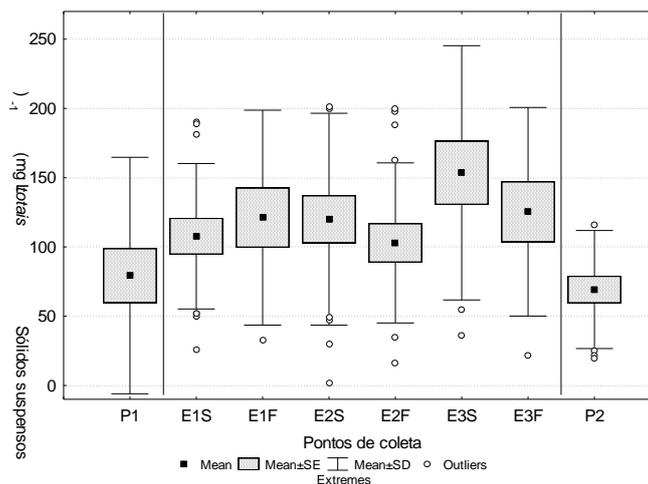
5.1.6 Sólidos suspensos, turbidez, zona eufótica e clorofila α

Aspectos sobre a remoção de nitrogênio foram avaliados também por meio estudos de outros parâmetros que estão correlacionados com o ciclo do nitrogênio, tais como a densidade fitoplantônica, a concentração de sólidos em suspensão, a clorofila α , a turbidez e a abrangência da zona eufótica.

A atividade fotossintética da biomassa de algas (quantificada como sólidos em suspensão e clorofila α) dentro da lagoa está apta a gerar condições para a retirada/transferência de compostos de N do meio líquido. A biomassa de algas por sua vez é dependente das condições de luminosidade na coluna d'água, sendo essas condições determinadas por meio da turbidez e zona eufótica (RICHMOND, 2004).

Observa-se que a concentração média de sólidos suspensos totais (SST) no afluente variou de 21 e 111mg L⁻¹, com média de 79 mgL⁻¹.

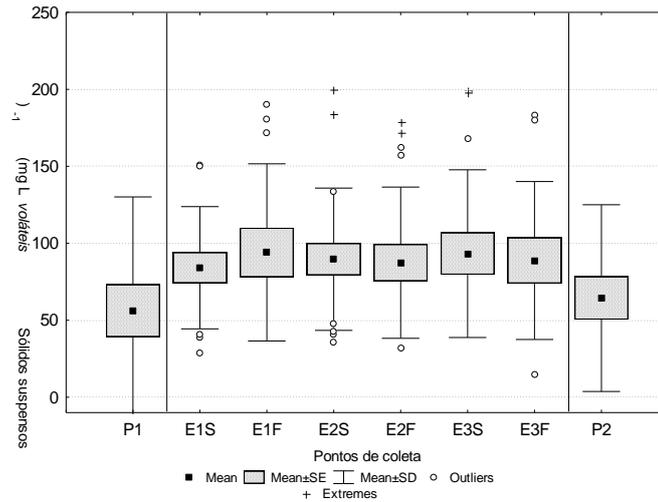
Figura 5.15: Variação da concentração de sólidos suspensos totais no afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



Em relação ao interior da lagoa de polimento, foi observado um aumento nas concentrações médias, o que já era esperado, visto que, em lagoas de estabilização é natural que ocorra uma elevada produção de sólidos, como consequência do aumento da biomassa. Foi visto um aumento da concentração de SST no ponto E3S, (final da lagoa de polimento), pois durante as coletas foi observado sempre um acúmulo de materiais em suspensão na porção final da lagoa, possivelmente, explicado pela morfologia da lagoa que é irregular e favorece a existência de caminhos preferenciais e ‘zonas mortas’. No efluente (P2) da lagoa ocorre uma diminuição da concentração de SST. Este fato pode estar relacionado ao tipo de escoamento na tubulação de saída da lagoa. Uma vez que o fluxo escorre na região da subsuperfície da coluna d’água, a grande quantidade de sólidos suspensos da região superficial (primeiros centímetros da coluna d’água) tende a permanecer na massa líquida da lagoa. Por esta razão, a parcela de sólidos do ponto P2 tende a diminuir em relação às concentrações observadas no interior da lagoa.

O comportamento das concentrações dos sólidos suspensos voláteis (SSV) seguiu o mesmo padrão observado nos SST (Figura. 5.16).

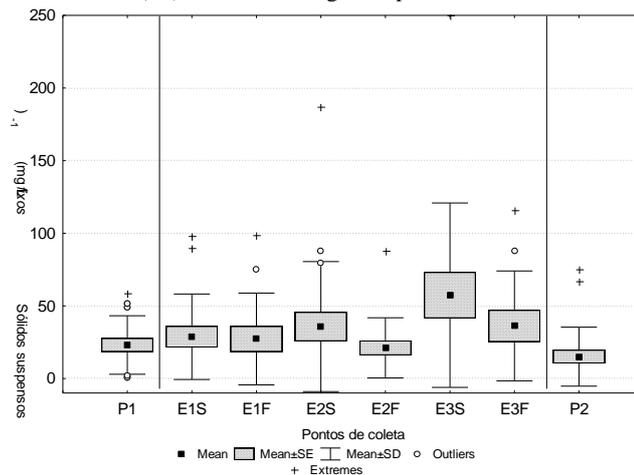
Figura 5.16: Variação da concentração de sólidos suspensos voláteis no afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



A concentração média de SSV afluente (P1) foi de $56,2 \text{ mgL}^{-1}$, e um natural aumento das concentrações médias foi observada no interior da lagoa, o que está relacionado a densidade fitoplanctônica na coluna d'água. A concentração média do ponto efluente (P2) foi de $64,4 \text{ mgL}^{-1}$, e novamente notou-se uma diminuição em relação ao interior da lagoa de polimento, como pôde ser visualizado na Figura.

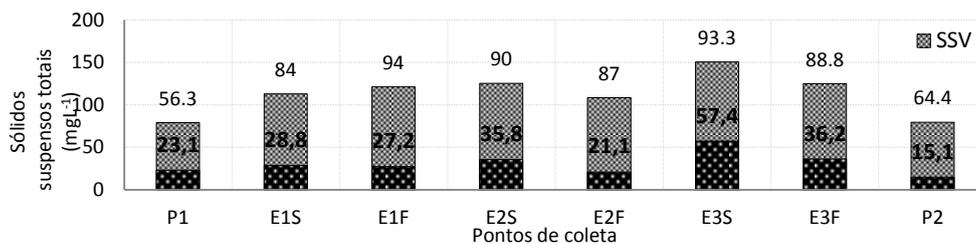
As concentrações médias de sólidos suspensos fixos, (SSF), mantiveram baixas. No afluente, a média observada foi de 15 mg L^{-1} , apresentando algumas flutuações ao longo do período monitorado (Figura 5.17).

Figura 5.17: Variação da concentração de sólidos suspensos fixos no afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



A contribuição das parcelas de SSV e SSF nas concentrações de SST está representada na Figura 5.18.

Figura 5.18: Relação de SSV e SSF na composição dos SST no afluente (P1), efluente (P2) e no interior da lagoa de polimento.



Constatou-se que a maior contribuição nas concentrações de SST foi dada pela parcela de SSV presente, conforme já esperado. A notória parcela de sólidos no ponto E3S reafirma a interferência da provável formação de ‘zonas mortas’ e acúmulos culminando na elevação dos sólidos neste ponto.

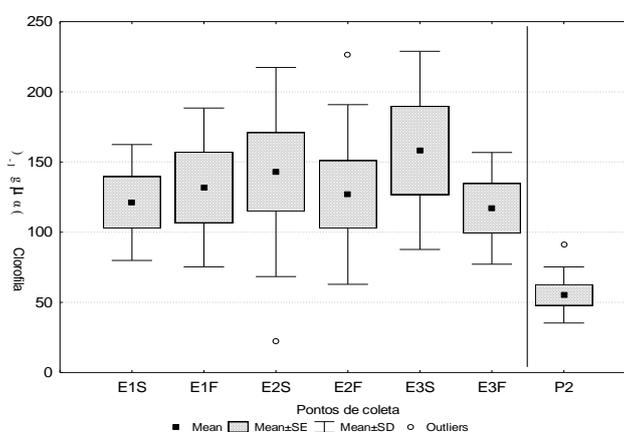
Na Tabela 5.6 está apresentado o resumo estatístico referente aos sólidos suspensos totais, voláteis, e fixos, respectivamente. Ao avaliar os dados apresentados na Tabela 5.6, Figs. 5.17 e 5.18, nota-se a grande variação dos dados, e elevados valores de desvios padrão. As figuras referentes às concentrações de sólidos deixam explícitos este comportamento.

Tabela 5.6- Estatística descritiva referente aos SST, SSV e SSF no afluente (P1), efluente (P2) e no interior da lagoa de polimento.

Sólidos suspensos totais (mg L ⁻¹)							
Ponto	Nº de dados	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	DP	Coefficiente de variação (%)
P1	20	21,0	79,3	41,0	307,0	85,3	1,07
E1S	18	26,0	107,7	110,0	190,0	52,5	0,48
E1F	18	33,0	121,0	96,0	271,0	77,5	0,64
E2S	22	20,0	120,0	108,0	280,0	76,0	0,63
E2F	22	16,0	102,0	87,0	200,0	57,8	0,56
E3S	18	36,0	153,0	132,0	290,0	91,7	0,59
E3F	18	22,0	125,4	108,0	299,0	73,3	0,58
P2	22	20,0	69,2	62,0	188,0	42,6	0,61
Sólidos suspensos voláteis (mg L ⁻¹)							
P1	20	12,0	56,2	30,0	258,0	73,8	1,31
E1S	17	29,0	84,1	85,0	151,0	39,7	0,47
E1F	17	33,0	94,0	66,0	190,0	57,5	0,61
E2S	21	20,0	89,5	87,0	200,0	46,2	0,51
E2F	21	32,0	87,4	76,0	179,0	49,1	0,56
E3S	17	40,0	93,3	78,5	199,0	59,4	0,63
E3F	17	15,0	88,8	74,0	183,0	51,2	0,57
P2	18	12,0	64,4	61,0	295,0	60,6	0,94
Sólidos suspensos fixos (mg L ⁻¹)							
P1	19	1,0	23,0	17,0	59,0	20,0	0,86
E1S	19	3,0	28,7	13,0	98,0	29,0	1,01
E1F	19	0,0	27,2	12,0	99,0	31,6	1,16
E2S	21	0,0	32,2	13,5	187,0	44,0	1,36
E2F	22	0,3	21,1	16,0	88,0	20,0	0,94
E3S	19	0,4	57,3	32,5	250,0	63,4	1,12
E3F	19	0,2	36,2	17,0	116,0	37,8	1,04
P2	18	0,1	15,0	9,0	75,0	20,0	1,33

Em relação ao comportamento das concentrações de clorofila α observado na lagoa de polimento (Figura 5.19), foi notada uma similaridade entre o comportamento das concentrações de clorofila α e sólidos suspensos, semelhantemente ao verificado por Rios (2007), em um sistema piloto de lagoas de polimento em série. Vale ressaltar que as concentrações médias observadas neste estudo, encontram-se aquém das verificadas no estudo conduzido pelo autor, que verificou valores de clorofila α entre 200 e 1000 μgL^{-1} em lagoas operadas em escala piloto.

Figura 5.19: Variação Comportamento da clorofila α afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



Por meio da análise da Figura 5.19, notou-se um incremento nas concentrações médias de clorofila α ao longo dos pontos superficiais da lagoa. Em geral as maiores concentrações de clorofila α foram observadas na superfície, o que era esperado visto que esta é a mais diretamente influenciada pela radiação solar. Foram observadas menores concentrações no efluente que no interior da lagoa. Este fato deve-se as premissas atribuídas à diminuição das parcelas de sólidos suspensos neste ponto, associados ao tipo de escoamento do efluente.

É válido comentar que a legislação vigente (Resolução 357/05, CONAMA (2005) não propõe um limite quanto a concentração de clorofila α nos efluentes sanitários, nem para a densidade total do fitoplâncton, mas determina um limite para a densidade de cianobactérias em rios classe 1, 2 e 3, sendo, de 20.000 cél./mL, 50.000 cél./mL e 100.000 cél./mL, respectivamente.

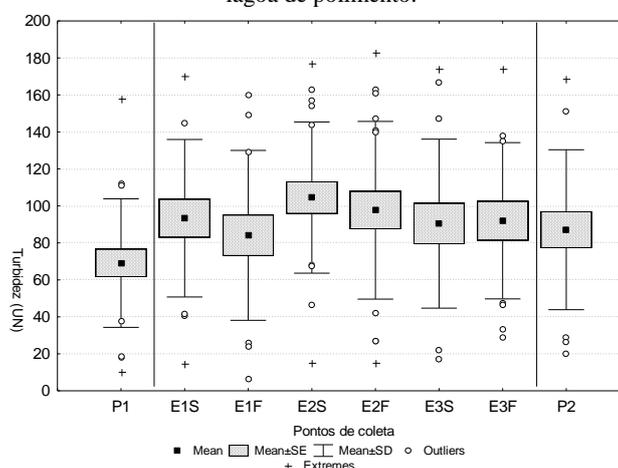
A estatística descritiva para a clorofila α , está apresentada na Tabela 5.9. Observa-se a relativa variação dos dados principalmente nos pontos no interior da lagoa, da mesma forma como foi constatado nos dados referentes às concentrações de sólidos suspensos.

Tabela 5.7- Estatística descritiva referente a clorofila a interior da lagoa de polimento e ponto efluente (P2).

Clorofila α (mg L ⁻¹)							
Ponto	nº de dados	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	DP	Coefficiente de variação (%)
E1S	6	48,0	121,1	135,4	146,0	41,2	0,30
E1F	6	34,0	131,8	162,0	169,2	56,6	0,42
E2S	7	22,2	142,8	152,0	259,0	74,4	0,52
E2F	7	34,4	126,8	114,1	226,2	64,0	0,50
E3S	6	33,7	158,2	187,3	196,6	70,6	0,44
E3F	6	46,2	116,9	130,5	139,7	39,8	0,34
P2	7	29,4	55,2	50,7	91,0	19,9	0,38

A turbidez é outro aspecto que está diretamente relacionado à presença de sólidos na massa líquida e seu comportamento na lagoa de polimento está apresentado nas Figuras 5.20 e 5.21.

Figura 5.20- Comportamento da turbidez no afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.

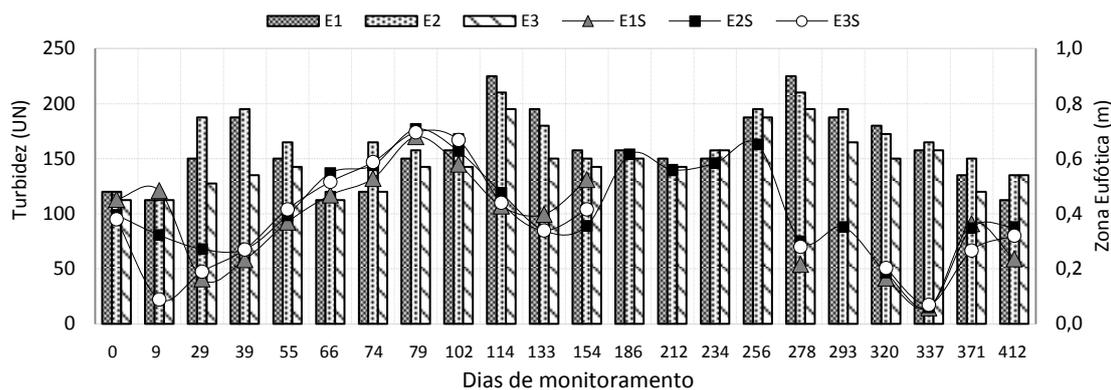


A turbidez afluente (P1) foi menor que nos demais pontos de coleta, com média de 69 UN e valor mínimo e máximo de 10 e 158 UN, respectivamente. Na região central da lagoa de polimento, devido às altas concentrações de partículas suspensas, este parâmetro esteve mais elevado, sobretudo no ponto E3S. No efluente (P2) ocorreu um pequeno declínio em relação ao padrão normal observado no interior da lagoa. O comportamento da turbidez nos pontos avaliados está de acordo com o padrão observado em relação à concentração média de SS e clorofila α , o que reforça a relação entre esses parâmetros.

Do ponto de vista óptico, a turbidez, é considerada o oposto da transparência da água. Esteves (1998) sugere que a turbidez, expressa pela quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos no caminho óptico, é inversamente proporcional à região iluminada da coluna d'água, a zona eufótica, sendo esta, determinada pela profundidade do disco de *Secchi*.

A Figura 5.21 apresenta a relação observada entre a turbidez e a zona eufótica. A zona eufótica diminuiu à medida que a turbidez aumentou e, da mesma forma, ocorreu uma tendência ao aumento da zona eufótica, quando a turbidez foi reduzida. Foi constatado que a abrangência da zona eufótica foi semelhante nos 3 pontos avaliados na lagoa, apresentando-se reduzida conforme já esperado, com médias de 0,63, 0,65, e 0,58 m nos pontos monitorados da lagoa de polimento, E1S, E2S e E3S, respectivamente.

Figura 5.21- Turbidez (linhas E1S E2S E3S) e a abrangência da zona eufótica (colunas E1 E2 E3) nos pontos superficiais da lagoa de polimento.



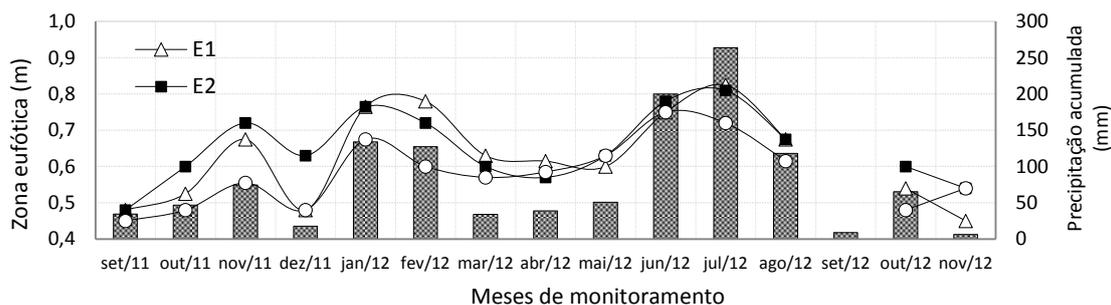
Contudo, nota-se uma menor abrangência média da zona eufótica no ponto E3S, corroborando com o comportamento observado em relação à concentração de sólidos, turbidez e também da concentração de clorofila α nesse ponto.

Segundo Tundisi; Matsumura (2008), a abrangência da zona eufótica depende da capacidade do meio de dispersar a radiação luminosa emitida na coluna d'água.

Para Smith *et al*, (1981), a dispersão da luminosidade está ligada a três tipos de materiais presentes na massa líquida, tais como: (i) fitoplâncton (algas em suspensão) e partículas em suspensão relacionadas com a atividade de algas, (ii) sólidos suspensos de natureza inorgânica, e (iii) substâncias húmicas, ou seja, matéria orgânica dissolvida que apresentam cor.

Cabe ressaltar que a abrangência da zona eufótica também é influenciada pelo fator de diluição da massa líquida. A precipitação é uma variável que pode inferir diretamente na profundidade da zona eufótica. A Figura 5.22 apresenta este comportamento.

Figura 5.22: Precipitação acumulada (colunas) e a abrangência da zona eufótica (linhas) nos pontos superficiais da lagoa de polimento.



*No mês de setembro de 2012 não foi realizada coleta.

Constatou-se que a abrangência da zona eufótica, mesmo bastante reduzida na coluna d'água, acompanhou o comportamento das chuvas, apresentando uma relação diretamente proporcional a este parâmetro. Granado (2004) explica que a diluição ocasionada pela entrada de águas pluviais na lagoa de polimento, proporciona uma maior abrangência da porção iluminada da coluna d'água, uma vez que, por se tratar de um ambiente raso, a lagoa é fortemente afetada por este fator. Vale salientar que, da mesma forma, a turbidez é afetada pela diluição da lagoa, havendo uma diminuição desse parâmetro.

Comportamento semelhante foi observado por GONÇALVES, em 2008, em um estudo de caracterização de comunidades fitoplancônicas e aspectos físico-químicos correlacionados numa lagoa de maturação no semiárido pernambucano. Paiva, em 2012, ao avaliar a dinâmica da comunidade de algas no mesmo sistema do atual estudo, também constatou essa característica. Os autores também observaram baixa abrangência da zona eufótica e puderam verificar a ocorrência de um relacionamento entre a turbidez, a abrangência da zona eufótica, bem como o comportamento das chuvas na região.

A Tabela 5.8 apresenta a estatística descritiva da turbidez e zona eufótica. O coeficiente de variação para o parâmetro turbidez foi elevado. No entanto, os valores médios foram semelhantes entre os pontos. A variação da zona eufótica apresentou valores semelhantes e relativamente baixos entre os pontos observados, conforme apresentado na Tabela 5.8 abaixo.

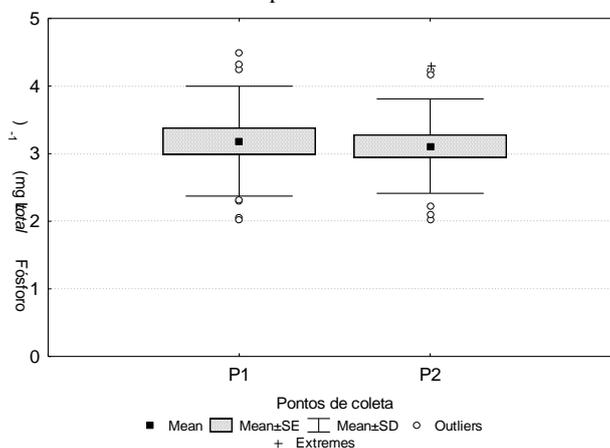
Tabela 5.8- Estatística descritiva dos parâmetros turbidez e zona eufótica na lagoa de polimento.

Ponto	n° de dados	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	DP	Coefficiente de variação (%)
Turbidez (UN)							
P1	22	10,5	69,0	67,0	158	34,7	0,50
E1S	18	14,5	93,3	99,4	170	42,5	0,45
E1F	18	6,5	80,0	70,0	160	45,9	0,57
E2S	22	15,0	104,5	93,8	177	40,8	0,33
E2F	22	15,4	97,6	92,8	183	48,0	0,49
E3S	18	67,7	122,0	124,5	199	38,8	0,31
E3F	18	33,5	104,4	108	174	41,8	0,40
P2	22	20,0	89,1	95,4	169	42,9	0,48
Zona eufótica (m)							
E1S	22	0,45	0,63	0,61	0,90	0,13	0,20
E2S	22	0,45	0,65	0,66	0,84	0,11	0,16
E3S	22	0,45	0,58	0,57	0,78	0,09	0,15

5.1.7 Fósforo total

O fósforo é um dos fatores limitantes ao crescimento de fitoplâncton em corpos d'água, esse elemento é considerado um bom indicador do estado trófico de um ambiente (ESTEVES, 1998). Concentrações de fósforo total foram avaliadas no afluente (P1) e efluente (P2) à lagoa de polimento. O comportamento deste parâmetro está apresentado na Figura 5.23.

Figura 5.23: Comportamento do fósforo total no afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa de polimento.



Como esperado, não ocorreu uma variação espacial e/ou temporal nas concentrações médias de fósforo total. Durante o período de monitoramento, as concentrações de fósforo afluente apresentaram-se estáveis e bastante reduzidas, de 2,0 e 4,5 mgL⁻¹, com valor médio de 3,3 mgL⁻¹.

Para Mara (2004), a remoção de fósforo em lagoa polimento é bastante reduzida, uma vez que esses sistemas não possuem esta finalidade. No entanto, o autor sugere que sistemas de lagoas em série podem remover fósforo de maneira significativa. Segundo Cavalcanti (2001), a remoção de fósforo também pode ocorrer por meio da precipitação de fosfatos em condições de elevado pH na lagoa. O fósforo tende a precipitar na forma de hidroxiapatita ou estruvita e deixar o sistema na forma de pequenos cristais. Na lagoa de polimento estudada não foi possível verificar mecanismos de remoção de fósforo.

5.1.8 Parâmetros bacteriológicos

5.1.8.1 Coliformes termotolerantes

A eficiência na eliminação de coliformes termotolerantes mostrou-se baixa, em torno de 95 % visto que as estimativas típicas para lagoas de polimento tendem a eliminar de 99,9 a 99,9999 % dos organismos segundo von SPERLING, 2002.

A reduzida eficiência na remoção de organismos patogênicos pode estar relacionada à profundidade da lagoa em estudo. Profundidades reduzidas, típicas de lagoas de polimento, promovem a penetração mais efetiva da radiação solar, inativando os organismos patogênicos. Tendo em vista que a lagoa de 'polimento' em estudo tem configuração de uma lagoa facultativa (que não são projetadas para a eliminação de patógenos), provavelmente não ocorreu a formação de um ambiente suficientemente inóspito ao longo da coluna d'água capaz de prover uma eliminação desses organismos de forma satisfatória.

Para von Sperling (2005), os principais mecanismos associados ao decaimento bacteriano em lagoas de polimento, está associado a profundidade da lagoa, que permite maior penetração da radiação ultravioleta através da coluna d'água, e assim gera as condições necessárias para a realização da fotossíntese, promovendo uma significativa elevação do pH e a produção expressiva de oxigênio dissolvido. Além disso, um regime hidrodinâmico que tende à mistura completa é outro aspecto favorável ao decaimento desses organismos. Essas condições podem afetar diretamente as células bacterianas, que sofrem uma inativação no sistema enzimático e a ionização dos constituintes da membrana celular, que dessa forma perdem a capacidade de solubilização e adsorção (Bahlaoui *et al*, 1998).

Não está previsto na resolução CONAMA 420/2011, limites para concentração de organismos indicadores de contaminação em efluentes de estações de tratamento.

5.2 Avaliação da remoção de nitrogênio

5.2.1 Nitrito e nitrato

O comportamento do nitrito e nitrato no afluente, efluente e lagoa de polimento estão representados nas Figuras 5.24 e 5.25 respectivamente:

Figura 5.24: Comportamento do nitrito nos pontos afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.

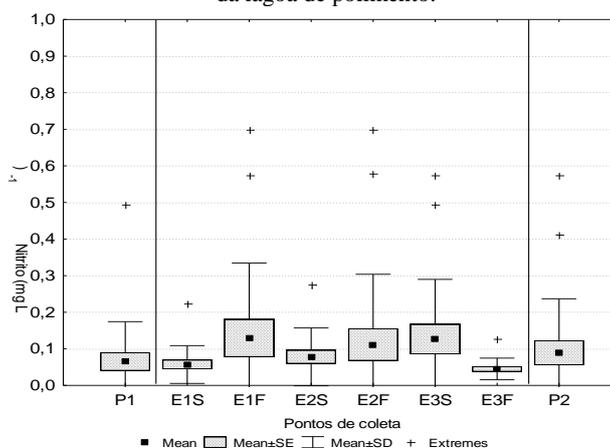
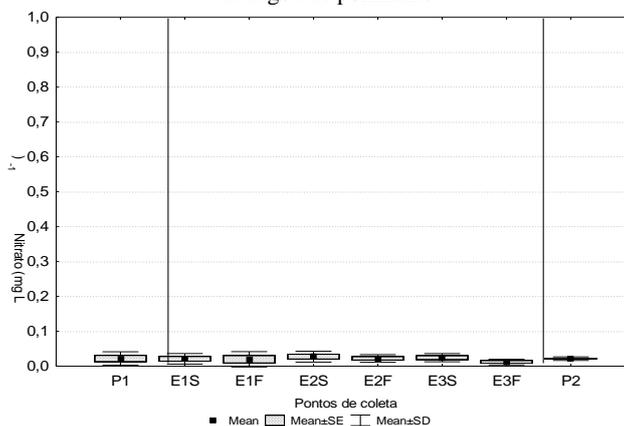


Figura 5.25: Comportamento do nitrato nos pontos afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



As concentrações referentes ao nitrito e nitrato, mostraram-se bastante reduzidas durante todo o período de monitoramento, estando sempre abaixo de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$.

Durante o monitoramento, a quantificação da espécie de nitrato só foi possível nas (6) primeiras campanhas de coleta, em que, foram observadas reduzidas concentrações dessa espécie durante essas campanhas.

Pano e Middlebrooks (1982) ressaltam que devido a essas baixas concentrações de nitrito e nitrato observadas em lagoas, a remoção de nitrogênio por essas vias é praticamente desprezível. Mara e Pearson (1986) afirmam a não ocorrência desses processos em lagoas de estabilização, pelo fato de não haver meios de suporte na massa líquida das lagoas para que a biomassa de bactérias nitrificantes cresça aderida nesses ambientes.

van Loosdrecht *et al.* (1995), em estudo sobre crescimento de biomassa aderida, indica que as bactérias nitrificantes apresentam um metabolismo relativamente lento, além do mais, segundo o autor, tendem a crescer nas camadas mais profundas de um biofilme, sendo sobreposta por organismos de crescimento mais acelerado como as bactérias heterotróficas.

No entanto, para Senzia *et al.* (2002) o nitrito, por ser de uma espécie muito instável no meio ambiente, pode ser rapidamente oxidada a nitrato ou ser reduzido diretamente a N_2 , por isso é de se esperar baixas concentrações dessa espécie em lagoas de polimento. Partindo desse pressuposto, os estudos de modelagem conduzidos por Senzia *et al.* (2002), indicaram que a intensidade da nitrificação está ligada as condições de elevadas temperaturas. Assim, espera-se que maiores concentrações de nitrito estejam presentes em temperaturas mais elevadas. No mais, os autores relataram que a desnitrificação também ocorre nas mesmas condições, sendo os nitratos removidos do meio na forma de gás N_2 . Assim, os autores explicam que as baixas concentrações das formas oxidadas no meio líquido, são indícios de uma significativa remoção de nitrogênio por meio da nitrificação/desnitrificação.

A nitrificação e a desnitrificação são processos exigentes quanto às condições químicas do meio. Segundo Metcalf e Eddy (2004), o pH do meio deve estar na faixa de 7,5 a 9,0 para a ocorrência paralela dos processos. Além do mais, a nitrificação requer temperaturas na faixa de 25° - 30°C, uma elevada relação C/N, e é um processo que ocorre em meio estritamente aeróbio. Já a desnitrificação é um processo mais expressivo em temperaturas superiores a 20 °C e necessita de um ambiente anaeróbio/anóxico. Na lagoa de polimento em estudo, ocorrem todas as condições requeridas pelos micro-organismos envolvidos nestes processos, no entanto, essas condições não são constantes na coluna d'água e ao longo do dia.

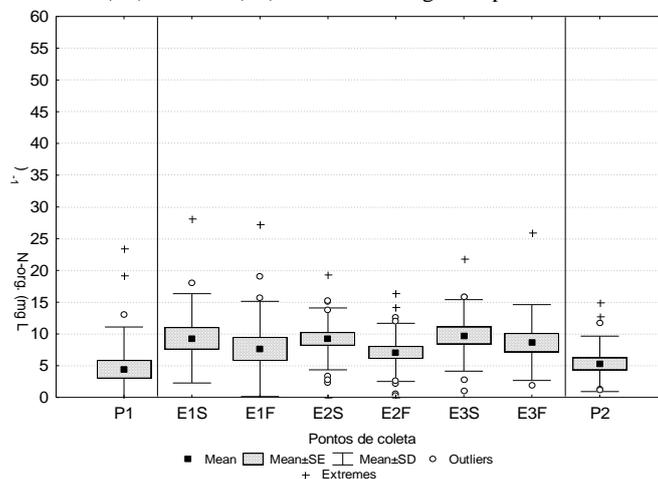
No presente estudo, durante o dia, regiões próximas à superfície tendem a apresentar condições de supersaturação (até 22 mgL^{-1}) de oxigênio dissolvido e altos valores de pH (chegando a picos de até 9,4). No entanto ao cessar da atividade fotossintética, dependente da luz solar, ocorre uma diminuição da faixa ora saturada pelo oxigênio provido pela fotossíntese e essa região passa a apresentar valores decrescidos de OD em torno de $4\text{-}8 \text{ mgL}^{-1}$) e pH próximo a neutralidade. As temperaturas variam de 29 a 34 C. Na região do fundo, prevalece condições de anoxia e anaerobiose ao longo de todo o dia, as temperaturas apresentam-se menores que na superfície e o pH aproxima-se da neutralidade na maior parte do dia.

A remoção de nitrogênio por meio dessa via torna-se difícil. No entanto, é válido salientar que a simples detecção de baixas concentrações de nitrito e nitrato não é suficiente afirmar a ausência desta via de remoção (nitrificação/desnitrificação), como sugere Pano e Middlebrooks (1982), ao desenvolverem um modelo de remoção de amônia em lagoas de estabilização. Os autores desconsideram por completo a atuação desse mecanismo na remoção de nitrogênio, apenas pelo fato de existir reduzidas concentrações das espécies oxidadas de nitrogênio.

5.2.2 Nitrogênio orgânico

A Figura 5.26 apresenta o comportamento do N-orgânico. A concentração média de N-orgânico no afluente da lagoa de polimento foi baixa ($4,4 \text{ mg L}^{-1}$). A amonificação da matéria orgânica ao longo do percurso do esgoto na rede coletora e, sobretudo, no interior do reator UASB, explica a ocorrência das baixas concentrações N-orgânico no afluente.

Figura 5.26: Comportamento do nitrogênio orgânico nos pontos afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



Concentrações médias obtidas no interior da lagoa são maiores que o afluente devido à presença do fitoplâncton. Nota-se que as maiores concentrações de N-orgânico foram quantificadas na superfície da lagoa, o que se deve a maiores densidades de fitoplâncton. Ocorreu também, para este parâmetro, uma diminuição da concentração média no ponto P2, devido a tipologia do fluxo de saída da lagoa, corroborando com o comportamento de SSV e clorofila α . A média observada no efluente da lagoa foi de 5,2 mg L⁻¹.

A Tabela 5.9 apresenta a estatística descritiva para o parâmetro nitrogênio orgânico. Foi visto que houve uma variação ampla das médias observadas em todos os pontos avaliados, que apresentaram coeficiente de variação acima de 0,5.

Tabela 5.9 - Estatística descritiva referente às concentrações de nitrogênio orgânico no afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.

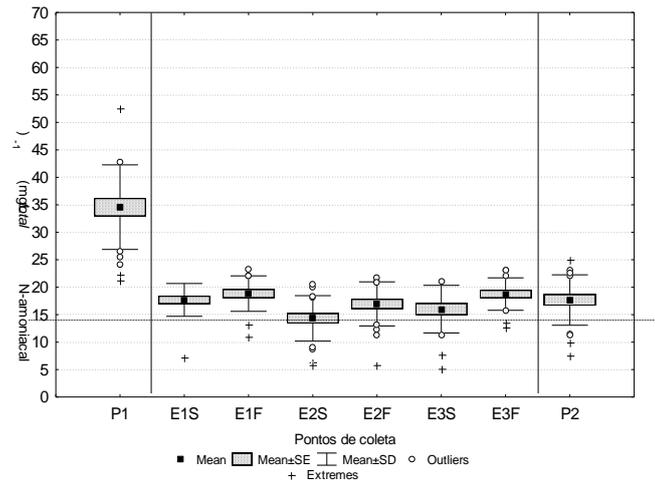
N-orgânico (mg L ⁻¹)							
Ponto	n° de dados	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	DP	Coeficiente de variação (%)
P1	21	1,0	4,43	2,01	23,55	6,64	1,4
E1S	16	2,74	9,31	7,31	28,13	7,02	0,7
E1F	16	0,3	7,63	5,21	27,34	7,49	0,9
E2S	21	0,9	9,22	8,61	19,37	4,87	0,5
E2F	21	0,10	7,09	6,97	16,40	4,58	0,6
E3S	17	1,02	9,76	9,56	21,80	5,63	0,5
E3F	16	1,8	8,64	6,27	26,01	5,96	0,6
P2	20	0	5,28	4,30	14,99	4,36	0,8

5.2.3 Nitrogênio amoniacal

A Figura 5.27 apresenta o comportamento das concentrações médias de N-amoniacal na lagoa de polimento.

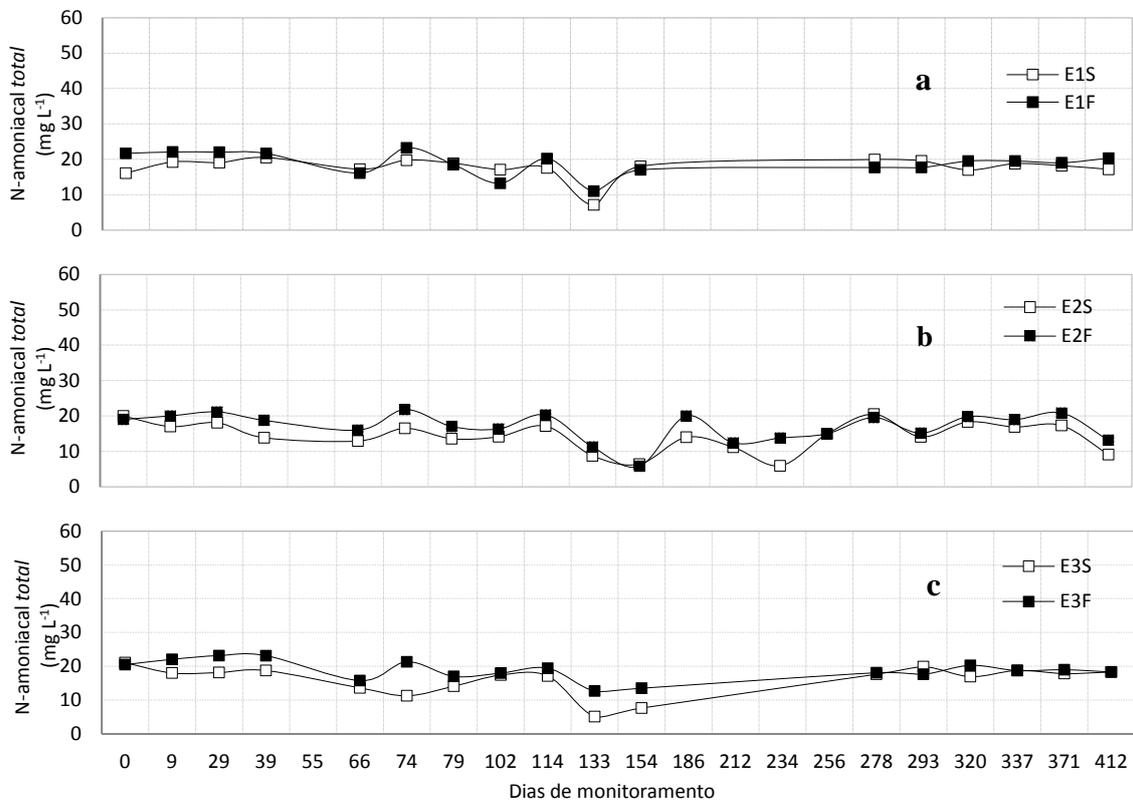
A eficiência de remoção média da lagoa foi de 49 %, sendo 39% removido logo nos primeiros metros, não ocorrendo maiores reduções ao longo dos pontos no interior da lagoa de polimento.

Figura 5.27: Comportamento do nitrogênio amoniacal total nos pontos afluente (P1), efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.



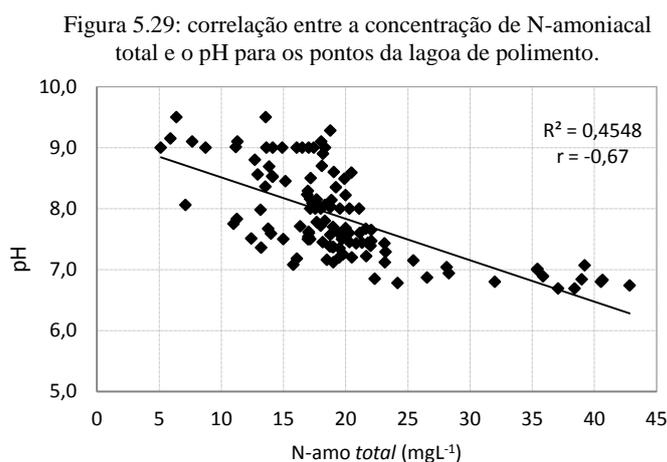
As Figuras 5.28 (a b e c) apresentam a série histórica das concentrações de N-amoniaco total para cada ponto de coleta no interior lagoa de polimento. Pela análise da Figura 5.28, observa-se que as concentrações de N-amoniaco total são visualmente semelhantes entre os pontos na lagoa de polimento (E1, E2 E3) ao longo do período monitorado.

Figura 5.28: Série histórica das concentrações de N-amoniaco total nos pontos E1 (a), E2 (b) e E3 (c) da lagoa de polimento.



Na avaliação das diferenças entre os pontos, foi visto que na superfície não houve diferenças entre os pontos E1, E2 e E3 ($p=0,34$), da mesma forma foi constatado entre os pontos de fundo ($p=0,17$). No que diz respeito às concentrações de N-amoniaco ao longo do tempo, foram identificadas diferenças estatísticas quando aplicado o teste de *Kruskal Wallis* ($H= 50.5$, $p = 0.0001$). A planilha que identifica as diferenças está fixada em anexo. Durante o estudo, notou-se uma tendência de ocorrerem menores concentrações de N-amoniaco total na superfície da lagoa, em relação ao fundo, confirmada pelo teste T pareado em que ($t = - 4.7$, $p = 0.0001$). Este fato pode ser explicado em razão dos elevados valores de pH observados na superfície. Condições de elevado pH favorece o deslocamento do equilíbrio da amônia para sua espécie não ionizada (gasosa), (equação 3.7) que tende a se desprender da massa líquida via volatilização, ou mesmo via captura pela biomassa.

A Figura 5.29 apresenta correlação entre as concentrações de amônia e o pH observados no interior da lagoa de polimento.

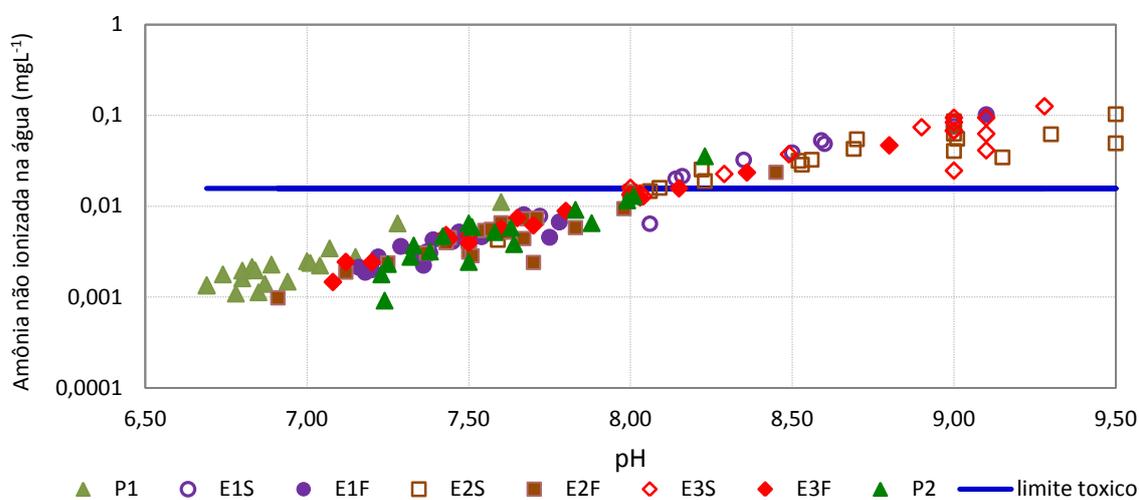


O coeficiente de correlação de *Pearson*, ($r = -0,67$) indica uma correlação inversamente proporcional de moderada a forte (CALLEGARI-JACQUES, 2003) entre as variáveis pH e N-amoniaco total. Em outras palavras, as concentrações de amônia total tendem a reduzir na direção da elevação do pH pela tendência à formação amônia não ionizada (volátil), quando estes valores são maiores. O ajuste da reta foi capaz de explicar 45% da variação desses dados.

Conforme descrito por meio de modelos (equação 3.9), a porção de amônia não ionizada presente na água pode ser estimada por meio de modelos matemáticos que levam em consideração o pH e a temperatura alcançadas no líquido. A Figura 5.30

apresenta a concentração de amônia não ionizada presente na água em função do pH em todos os pontos monitorados neste estudo.

Figura 5.30- concentração de amônia não ionizada em função do pH do líquido, segundo Emerson, *et al.* (1975). Detalhe: limite tóxico atribuído à amônia não ionizada.



Constatou-se que, em valores de pH próximos a neutralidade, as concentrações observadas de NH₃ são bastante reduzidas, em torno de 0,01. Neste patamar de pH, quase toda amônia está sob forma de íon amônio (NH₄⁺). Este fenômeno é evidente principalmente nos pontos afluente (P1), efluente (P2) e na maioria dos pontos observados na região do fundo da lagoa (E1F, E2F e E3F).

Por outro lado, quando o pH alcança valores superiores a 8,0, nota-se que a presença da espécie não ionizada de amônia tende a ser mais expressiva, pois o deslocamento do equilíbrio da amônia para sua espécie não ionizada tende a ser intensificado a medida que o pH aumenta. Este comportamento é nitidamente visualizado na região da superfície da lagoa (E1S, E2S e E3S), onde o pH encontra-se mais elevado.

A amônia não ionizada é uma substância tóxica bastante restritiva à vida de animais aquáticos. Segundo From ; Gillete (1968) e Thurtson *et al.* (1981) muitas espécies de peixes não toleram concentrações superiores a 5 mgL⁻¹, outras espécies aquáticas não suportam concentrações acima de 0,01 mgL⁻¹. Os autores avaliaram a toxicidade da amônia não ionizada em espécies de peixes e associaram a morte dos animais em função da fácil difusão deste composto por meio das membranas branquiais, se acumulando no organismo, causando a morte do animal principalmente por asfixia.

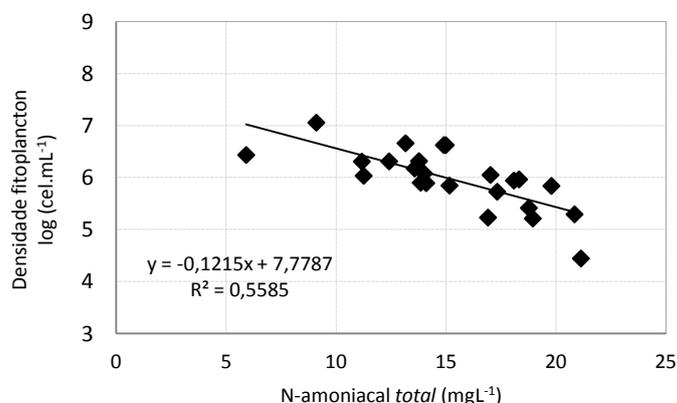
A legislação brasileira aplicada para esse parâmetro (Resolução 357, CONAMA 2005) contempla apenas o limite de amônia não ionizada permitida no interior de cursos d'água classe 1 e 2 como sendo $0,019 \text{ mgL}^{-1}$. Na lagoa de polimento deste estudo, foram observados concentrações de amônia não ionizada acima deste limite, principalmente nos pontos de superfície, conforme revela a Figura 5.30. Por outro lado, as concentrações observadas no efluente estão abaixo desta concentração.

A Resolução 357 (CONAMA 2005) estipulava a concentração máxima de 20 mg L^{-1} de **N amoniacal total** para lançamento de efluentes em corpos receptores. A resolução 430/11 suspendeu temporariamente esse limite, permanecendo ainda o padrão de 20 mgL^{-1} para efluentes industriais. A resolução não leva em consideração a temperatura, embora exista o limite de $40 \text{ }^\circ\text{C}$, e nem a correlação com o valor do pH, que pode estar entre 6 e 9.

Geralmente, trabalhos que relatam a toxicidade da amônia não ionizada fornecem valores em forma de LC50, que significa uma concentração letal para 50% dos animais testados em um período de tempo específico. No entanto, embora o valor LC50 seja uma medida útil para testes de toxicidade, não representa a toxicidade ao longo do tempo de exposição. Por exemplo, concentrações de poluentes que não demonstram toxicidade em 96 horas podem ser fatais sob condições de exposição contínua (APHA 1998).

A Figura 5.31 apresenta a relação entre a concentração de N-amoniacal total com a densidade do fitoplâncton. Para esta análise foi considerada as amostras coletadas no ponto central da lagoa de polimento (E2).

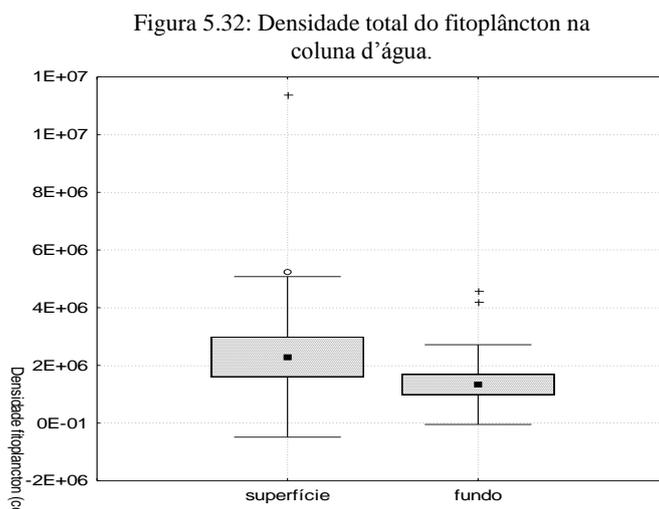
Figura 5.31: Concentração de N-amoniacal total e a densidade total do fitoplâncton na lagoa de polimento.



O coeficiente de *Pearson* obtido ($r = -0,74$) indica uma correlação forte em sentidos opostos, ou seja, as menores concentrações de N-amoniacal total estão correlacionadas

com as densidades fitoplancônicas. O ajuste da reta foi capaz de explicar cerca de 55 % da variação dos dados ($R^2 = 0,5585$).

Na avaliação entre a densidade fitoplancônica na superfície e no fundo (E2), constatou-se uma maior densidade na superfície, como já era esperado, visto que a concentração de SSV (Figura 5.17), clorofila α (Figura 5.19) e N-orgânico (Figura 5.26) também seguiram o mesmo padrão. A Figura 5.32 revela o comportamento do fitoplâncton.



Dessa forma, percebe-se que a densidade do fitoplâncton pode estar envolvida **diretamente** na redução das concentrações de N-amoniacoal da lagoa (via assimilação de amônia) ou **indiretamente**, através da atividade fotossintética (assimilação da acidez carbônica do meio elevando o pH). Estes fenômenos ocorrem na região que recebe influência direta da luz solar, onde a densidade do fitoplâncton é maior e propicia a mudança de fase do íon amônio no sentido da amônia gasosa que se desprende via volatilização. Esta observação também foi constatada por Paiva (2011), que estudou o comportamento da variabilidade da comunidade fitoplancônica relacionada às características físico-químicas e ambientais, na mesma lagoa monitorada neste trabalho.

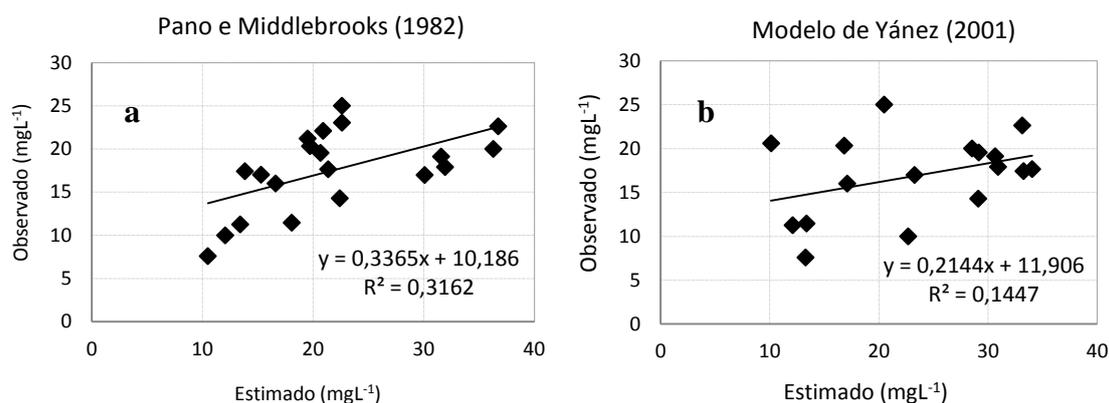
GONÇALVES (2011) verificou uma correlação significativa entre essas variáveis (pH, N-amoniacoal e densidade total do fitoplâncton) por meio de análise de componentes principais. O estudo foi realizado em uma lagoa de maturação localizada no semiárido pernambucano.

Zimmo *et al.* (2003), em estudo comparativo, investigaram a remoção de N em duas séries de lagoas piloto no norte de Jerusalém. Os autores introduziram algas e lentilhas d'água (*Lemma gibba*) nas lagoas e utilizaram um dispositivo de captura de gás na

superfície d'água. O objetivo foi à investigação das vias atuantes na remoção de N-amoniaco. O resultado demonstrou que ocorreu uma maior remoção de N nas lagoas dominadas por algas, visto que as lentilhas proporcionaram uma barreira física que reduzia a superfície exposta à atmosfera e possivelmente impedindo a elevação do pH.

A Figura 5.33 (a e b), apresentam a aplicação dos modelos matemáticos de predição de N-amoniaco total no efluente.

Figura 5.33- Ajuste dos dados obtidos aos modelos de predição de N-amoniaco total no efluente (a), modelo proposto por Pano e Middlebrooks (1982) e (b), modelo proposto por Yánez (2001).



Os modelos de Pano e Middlebrooks (1982) e o proposto por Yánez, (2001) foram aplicados e, em ambos, não foi obtido um bom ajuste para as condições do presente estudo. Foi verificada uma baixa correlação entre os valores de N-amoniaco observados e os valores estimados pelos modelos. Percebeu-se que os modelos aplicados tendem a superestimar os valores de N-amoniaco total efluente em relação aos valores reais.

O baixo ajuste dos modelos pode ser explicado pelas condições ambientais nas quais o sistema em estudo opera (pH e Temperatura), são diferentes daquelas nas quais os modelos foram baseados. Além disso, a insuficiência amostral do presente estudo, pode ter sido a causa para o fraco ajuste entre valores reais, e os estimados pelos modelos.

As eficiências médias de remoção de N-amoniaco total ao longo do período de monitoramento estão descritas na tabela 5.10.

Tabela 5.10: Eficiências na remoção de N-amoniaco ao longo do estudo.

Mês	E (%)	Mês	E (%)
set 2011	-	abr 2012	58
out 2011	38	mai 2012	66
nov 2011	40	jun 2012	50
dez 2011	48	jul 2012	43
jan 2012	52	ago 2012	49
fev 2012	55	out 2012	54
mar 2012	61	nov 2012	54

Nota: meses mais chuvosos grifados em vermelho

*No mês de setembro de 2012 não houve coleta

As eficiências de remoção de N-amoniaco variaram de 40 a 66 %. Aparentemente não houve uma relação direta das eficiências com a pluviosidade, tendo em vista que as eficiências dos meses mais chuvosos (detalhe na tabela) estiveram semelhantes aos demais valores. A tabela 5.17 apresenta a estatística descritiva para os dados de N-amoniaco total no afluente, efluente e interior da lagoa de polimento.

A estatística descritiva para os dados de N-amoniaco no período de estudo estão apresentados na tabela 5.11. Nota-se que, em geral, os desvios padrões das médias apresentam-se reduzidos e constantes, principalmente nos pontos localizados no interior da lagoa de polimento.

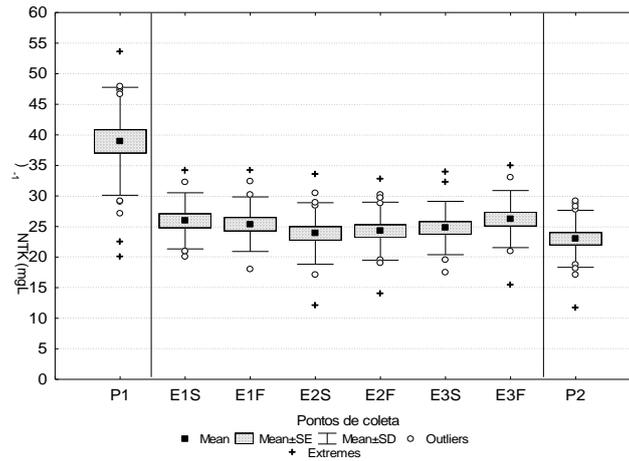
Tabela 5.11: Estatística descritiva dos dados referentes a N-amoniaco total.

N-amoniaco total (mg L ⁻¹)							
Ponto	nº de dados	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	DP	Coefficiente de variação (%)
P1	21	21,30	34,50	35,88	42,84	6,73	0,19
E1S	18	7,12	17,69	18,16	20,47	2,98	0,16
E1F	18	10,99	18,83	19,49	23,21	3,23	0,17
E2S	21	5,91	14,31	14,14	20,53	4,13	0,23
E2F	21	5,79	16,95	18,77	21,80	4,01	0,23
E3S	18	5,13	17,00	17,67	21,09	4,33	0,25
E3F	18	12,7	18,75	18,72	23,16	2,95	0,15
P2	21	7,50	17,66	17,90	25,00	4,59	0,25

5.2.4 NTK

A Figura 5.34 apresenta o comportamento do nitrogênio total ao longo dos pontos monitorados. A concentração média de NTK no afluente foi 38,9 mgL⁻¹ e no efluente foi 23 mgL⁻¹. A redução de NTK na lagoa de polimento foi 42%, sendo que 34% desse total foram reduzidos logo nos primeiros metros da lagoa de polimento (ponto E1).

Figura 5.34: Comportamento do NTK nos pontos afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.

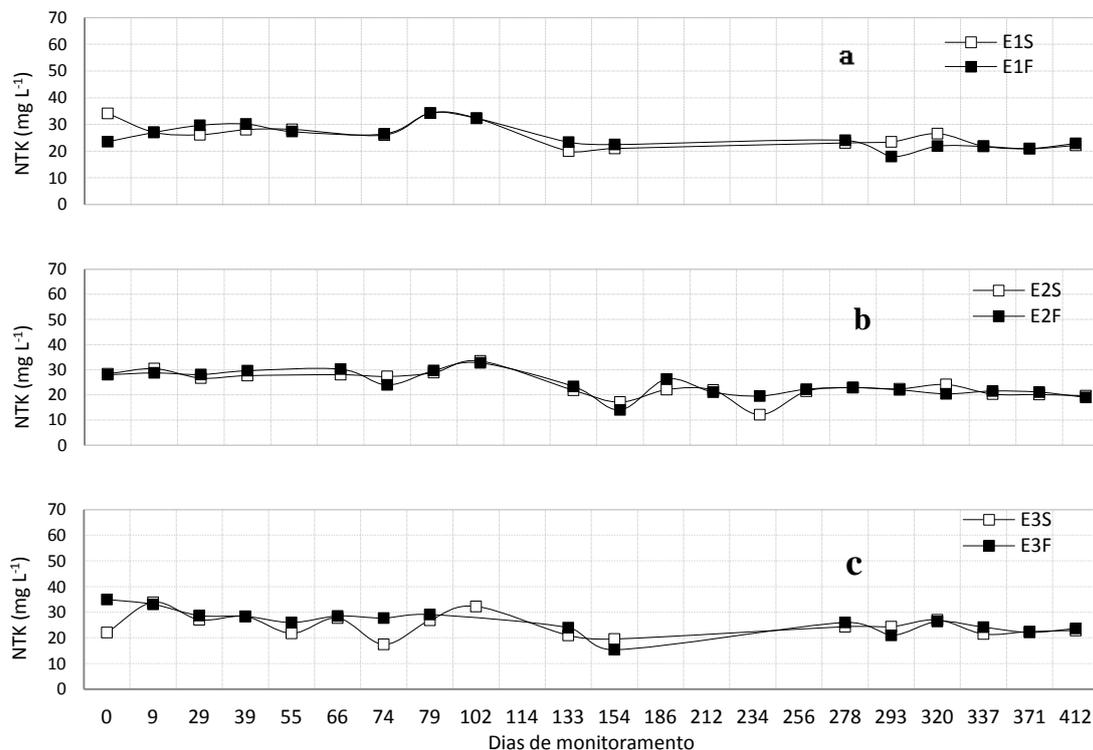


O NTK é relativo ao somatório do nitrogênio amoniacal e orgânico. Vale ressaltar que grande parcela do NTK afluente à lagoa de polimento é composta por N-amoniacal (cerca de 90 %), tendo em vista que uma grande parte do N-orgânico presente no esgoto bruto já foi mineralizado à amônia no interior do reator UASB. A parcela de N-orgânico remanescente no afluente da lagoa é também rapidamente amonificada ao chegar na lagoa, por meio da ação de organismos heterotróficos facultativos. No fundo da lagoa, parte do N-orgânico pode sedimentar e também sofrer amonificação. Uma vez convertido à amônia, esse composto é rapidamente assimilado pela biomassa em um processo contínuo, e/ou removido via volatilização (PATRICK *et al.* 1997).

Esses argumentos podem explicar a rápida redução do NTK contido no afluente quando este adentra a lagoa de polimento. Este comportamento foi observado em praticamente todas as campanhas de coleta durante o período de estudo.

Na Figura 5.35 está apresentada a série histórica das concentrações de NTK, ao longo da lagoa de polimento. Conforme já constatado na Figura 5.34, as concentrações de NTK apresentam um comportamento bastante semelhante ao longo da lagoa de polimento (E1, E2 E3).

Figura 5.35: Série histórica das concentrações de NTK nos pontos E1 (a), E2 (b) e E3 (c) na lagoa de polimento.



Na avaliação das diferenças entre os pontos, foi visto que na superfície não houve diferenças entre os pontos E1, E2 e E3 ($p=0,28$), da mesma forma foi constatado entre os pontos de fundo ($p=0,27$). A análise estatística constatou que a média do nitrogênio total foi menor na superfície quando comparado ao fundo ($t= -4.72$, $p = 0.0001$), ainda que visualmente não se percebam as diferenças. No que diz respeito às concentrações de NTK ao longo do tempo, foram identificadas diferenças estatísticas quando aplicado o teste de *Kruskal Wallis*, sendo ($H = 72.5$ $p = 0.0001$). A planilha que identifica as diferenças está fixada em anexo, no entanto, poucas combinações apresentaram diferenças.

Em períodos de precipitação intensa com temperaturas mais baixas, o esgoto tende a tornar-se mais diluído, podendo as eficiências ser afetadas por essas razões (GRANADO, 2004). No entanto, na lagoa de polimento estudada, a precipitação não foi um aspecto relevante em relação às concentrações de NTK, visto que eficiências observadas ao longo do estudo (Tabela 5.12) foram semelhantes e variaram de 30 a 55 % mesmo nos meses de maior precipitação (junho, julho e agosto).

Tabela 5.12- Eficiências na remoção de NTK ao longo do estudo.

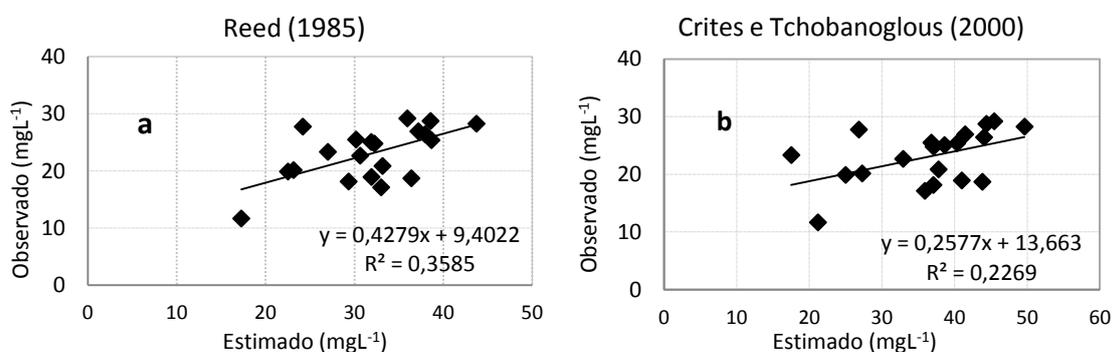
Mês	E (%)	Mês	E (%)
set 2011	30	abr 2012	50
out 2011	36	mai 2012	47
nov 2011	42	jun 2012	49
dez 2011	38	jul 2012	36
jan 2012	47	ago 2012	40
fev 2012	31	out 2012	55
mar 2012	55	nov 2012	53

Nota: meses mais chuvosos grifados em vermelho

*No mês de setembro de 2012 não houve coleta

As Figuras 5.36 (a e b) apresentam os resultados da aplicação dos modelos propostos por Reed (1985) e Critis e Tchobanoglous (2000), para estimativa de NTK efluente (equações 3.18 e 3.19, respectivamente).

Figura 5.36- Ajuste dos dados obtidos aos modelos de predição de N- total no efluente (a) modelo proposto por Reed (1985) e (b) modelo proposto por Crites e Tchobanoglous (2000).



Os modelos aplicados superestimam os resultados efluentes de NTK e não apresentaram um bom ajuste quando aplicados às condições observadas neste estudo, assim como também foi observado para os modelos aplicados na predição de N-amoniaco efluente. Dessa forma, as mesmas premissas aplicadas aos modelos de predição de N-amoniaco, podem ser aplicadas a este caso. As diferenças entre as características locais e/ou a insuficiência amostral podem ser a razão para o reduzido ajuste aos dados reais.

A Tabela 5.13 apresenta a estatística descritiva para os dados referentes ao N-total nos pontos afluente, efluente e interior da lagoa de polimento. Assim como foi observado para o N-amoniaco total, os valores referentes ao coeficiente de variação do NTK foram relativamente baixos, sobretudo nos pontos no interior da lagoa. Nota-se também que os desvios padrões pouco se afastaram das médias.

Tabela 5.13- Estatística descritiva referente às concentrações de (NTK) no afluente (P1) efluente (P2) e interior da lagoa de polimento.

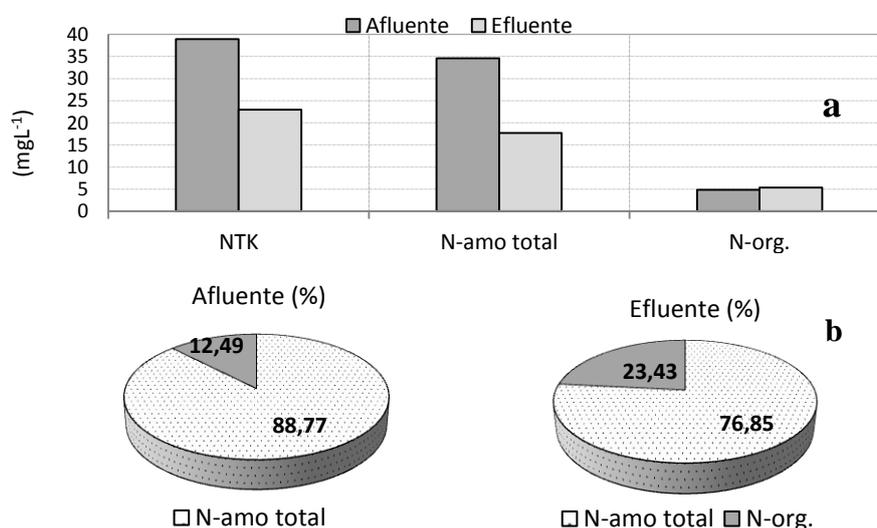
Ponto	nº de dados	NTK (mg L ⁻¹)					DP	Coeficiente de variação (%)
		Mínimo	Média	Mediana	Máximo			
P1	22	20,1	38,9	39,9	53,6	8,8	0,22	
E1S	17	20,0	25,9	26,0	34,1	4,5	0,17	
E1F	17	17,9	25,3	23,7	34,2	4,4	0,17	
E2S	22	12,1	23,8	22,6	33,5	5,0	0,21	
E2F	22	14,0	24,2	23,1	32,7	4,7	0,19	
E3S	17	17,5	24,7	24,3	33,8	4,36	0,17	
E3F	17	15,5	26,2	26,2	34,9	4,6	0,17	
P2	22	12,0	22,9	24,0	29,2	4,6	0,20	

5.2.5 Considerações sobre as espécies de nitrogênio

A figura 5.37 (a e b) representa a distribuição média das espécies que perfazem o NTK, no afluente e efluente da lagoa de polimento, respectivamente.

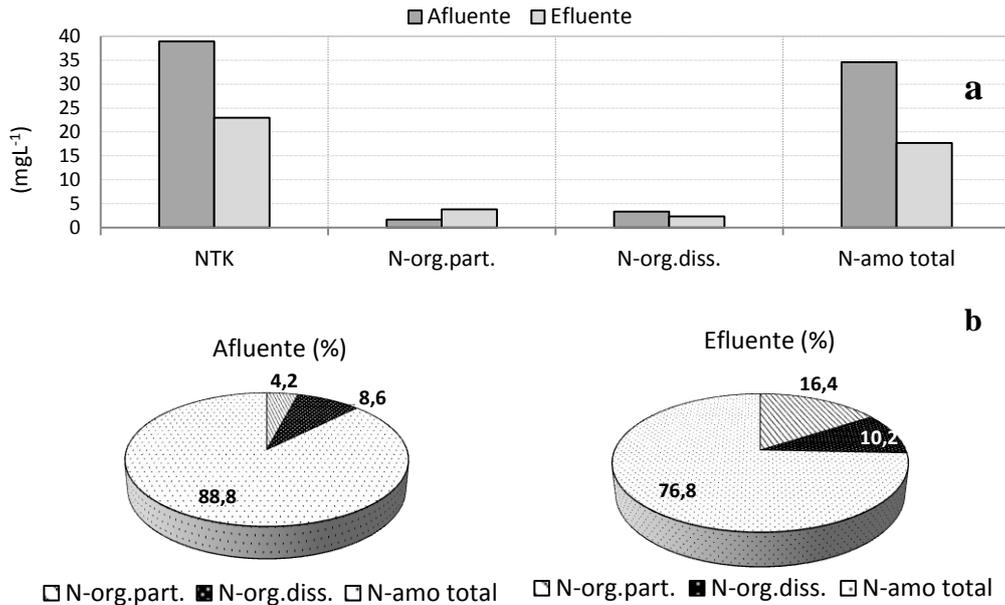
Observa-se que a parcela referente às concentrações médias de N-orgânico no presente estudo foi pequena, havendo apenas um pequeno incremento em sua parcela no efluente da lagoa de polimento, conforme já comentado anteriormente.

Figura 5.37: Distribuição das espécies que perfazem o NTK nos pontos afluente (P1) e efluente (P2) (a), e percentagem de cada uma das espécies na constituição do NTK (b).



As parcelas de N-orgânico afluente e efluente foram divididas em N- orgânico particulado e N-orgânico dissolvido, objetivando compor a proporção entre essas espécies de nitrogênio na lagoa. A figura 5.38 a e b, apresentam o balanço geral das espécies de nitrogênio no afluente e efluente contendo as parcelas de N-org, particulado e N-org. dissolvido, e a percentagem correspondente a cada uma das espécies.

Figuras 5.38 a e b: Distribuição média das concentrações que perfazem o NTK no afluente (P1) e efluente (P2) da lagoa da polimento incluindo o fracionamento de N-orgânico(a). Percentual de cada fração (b).



Observa-se pela análise das Figuras que a parcela de N-orgânico sofreu um incremento de 55% no efluente, no entanto, as concentrações dessa parcela estiveram abaixo das encontradas em estudos similares como o de Camargo Valero e Mara (2007b). Os autores observaram um aumento significativo da parcela de N-orgânico particulado no efluente, ao passo que a concentração de N-amoniacoal foi fortemente reduzida no efluente. Este comportamento foi atribuído à captura de amônia pela biomassa crescente na massa líquida, uma vez que, o N-amoniacoal é empregado de forma majoritária no metabolismo do fitoplâncton e, conseqüentemente, transforma-se em N-orgânico particulado.

No presente estudo foi observada uma sutil diminuição na fração de N-orgânico dissolvido de 30%. Este mesmo comportamento foi observado no trabalho conduzido por Camargo Valero e Mara (2007b).

O N-orgânico dissolvido é utilizado no metabolismo dos organismos heterotróficos presentes no meio (SENZIA *et al.* 2003), por essa razão, espera-se que haja um decréscimo na concentração média dessa espécie no efluente da lagoa.

A importância de cada processo na remoção de N-amoniacoal foi avaliada por meio de um balanço de massa simplificado. A parcela de N-amoniacoal removida foi atribuída às vias de remoção, que possivelmente atuaram na lagoa de polimento.

Para estimativa da parcela de nitrogênio incorporada à biomassa de algas, considerou-se que todo acréscimo de N-orgânico no efluente deveu-se ao aumento da biomassa que utilizou uma fração da amônia para o crescimento de sua biomassa. Desta forma, tem-se que parte do N-amoniaco se transforma em N-orgânico dado pela biomassa algal. Assim, a parcela incorporada foi obtida por meio da diferença entre o N-orgânico efluente e afluente.

Senzia *et al.* (2003) em estudo do balanço de massa do nitrogênio orgânico, consideraram que parte do N-amoniaco e nitrato foram incorporados pela biomassa.

Ruggeri Junior (2005) considerou que a parcela resultante por meio da diferença entre o N-amoniaco total afluente, e a fração incorporada mais o N-amoniaco total efluente, foi atribuída como a parcela removida por volatilização da seguinte forma: $N\text{-amo total afluente} - (N\text{-incorporado} + N\text{ amoniaco total efluente})$.

No entanto, no presente estudo, a parcela volatilizada considerada por Ruggeri foi aqui atribuída a “outras vias de remoção”. Isso porque, diante da investigação realizada no presente estudo, não foi possível confirmar a ocorrência ou predominância das vias.

Assim, a Figura 5.39 apresenta um gráfico com as percentagens médias de cada uma das possíveis vias de remoção. A Figura 5.40 apresenta a percentagem média das vias com intervalo de confiança ao nível de 95%. Por meio da análise das Figuras 5.39 e 5.40 observa-se que uma grande parcela do N-amoniaco permaneceu no efluente (50,3%), e que a remoção atribuída à incorporação das espécies de N pela biomassa, apresentou-se reduzida (6%). A parcela de N-amoniaco removida por outras vias representou 40% do total removido, ao passo que a remoção atribuída a “outras vias”, como a volatilização, a nitrificação ou a sedimentação do N-incorporado, poderiam melhor explicar a remoção de N-amoniaco na lagoa de polimento.

Figura 5.39: Significância das vias de remoção de N-amoniaco possivelmente atuantes na lagoa de polimento.

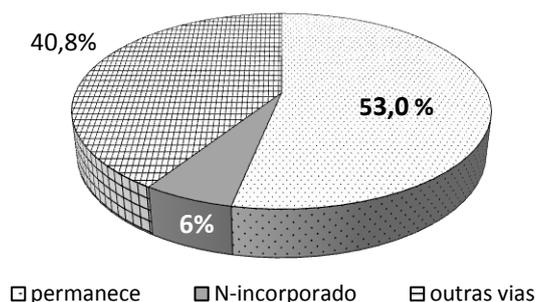
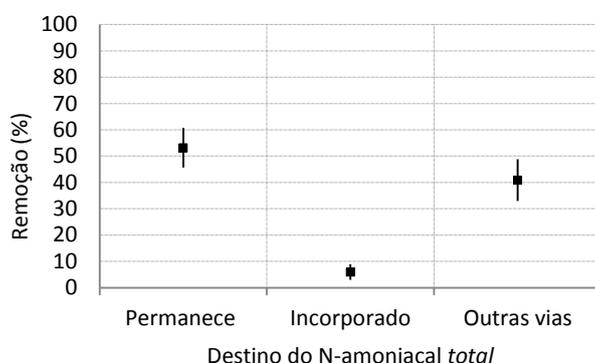


Figura 5.40: Significância das vias de remoção de N-amoniaco possivelmente atuantes na lagoa de polimento. Médias e intervalos de confiança (ao nível de 95%).



No entanto, sendo considerada a proporção entre amônia não ionizada e ionizada no interior da lagoa face às condições de pH e temperatura presentes foi possível estimar a concentração média da espécie não ionizada formada que estaria sujeita a volatilização no interior da lagoa.

Subtraindo-se a parcela média de amônia ionizada no interior da lagoa da fração removida por ‘outras vias’, tem-se a um valor indicativo da porção média passível de volatilização (espécie não ionizada). Este comportamento pode ser evidenciado pela análise da Figura 5.41, que apresenta um gráfico com as percentagens médias de cada uma das possíveis vias de remoção. A Figura 5.42 apresenta a percentagem média das vias com intervalo de confiança ao nível de 95%.

Pela análise das figuras 5.41 e 5.42 depende-se que a parcela de N-amoniaco passível de remoção via volatilização representa 4% da amônia removida, sendo menor e/ ou igual a parcela atribuída à incorporação pela biomassa. A parcela de amônia não ionizada, formada no interior da lagoa de polimento e passível de ser a via removida por

volatilização foi percentualmente a menor via de remoção observada, representando 4,0%, segundo o balanço realizado.

Figura 5.41: Significância das vias de remoção de N-amoniacoal possivelmente atuantes na lagoa de polimento, considerando a volatilização da parcela de NH_3 formada.

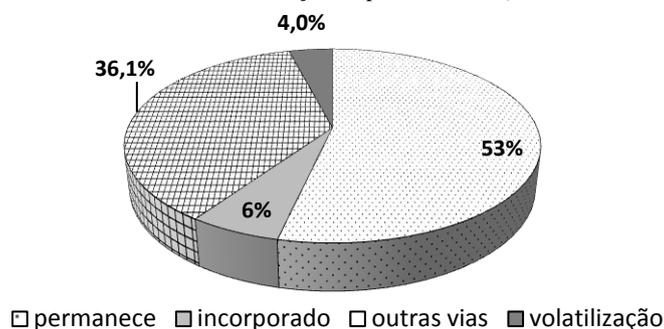
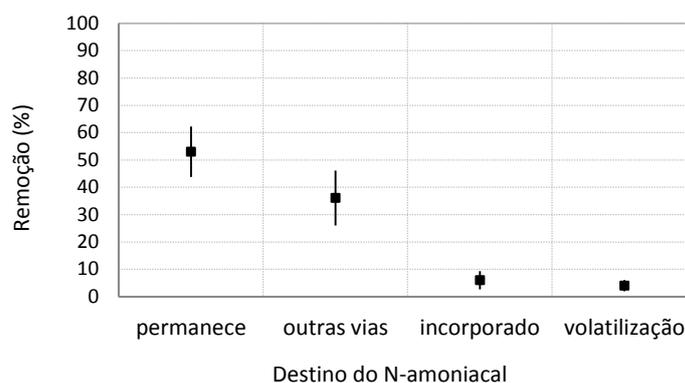


Figura 5.42: Significância das vias de remoção de N-amoniacoal possivelmente atuantes na lagoa de polimento, considerando a volatilização por estimativa de formação de NH_3 . Médias e intervalos de confiança (ao nível de 95%).



O incremento da parcela de N-orgânico no efluente (sugerindo o crescimento da biomassa) foi reduzido, mesmo que este aumento represente 46,7%, quando comparado com o estudo de Camargo Valero; Mara, (2007b) que verificaram 75% de aumento dessa concentração no efluente.

Este valor percentual reduzido possivelmente ocorre em razão do regime de fluxo de saída da lagoa de polimento, que apresenta uma tipologia subsuperficial, conforme já comentado anteriormente relacionado ao comportamento da clorofila α e SSV. Dessa forma, uma explicação plausível para as pequenas concentrações de N-orgânico na saída da lagoa, seria pelo fato de uma ‘retenção’ da biomassa no interior da lagoa, que resulta na interpretação de que ocorreu apenas um sutil incremento nessa espécie ao passar pela lagoa. A biomassa de algas possivelmente ‘retida’, não quantificada no ponto de saída, permanece na massa líquida onde está sujeita a sedimentação após a morte celular,

podendo representar outra via de remoção/transformação de nitrogênio, a sedimentação da biomassa ao fundo da lagoa pós-captura.

Camargo Valero *et al.* (2010a) determinaram a importância da remoção de N via sedimentação de biomassa em experimento conduzido em escala piloto com duração de 3 anos. Por meio da quantificação do nitrogênio no sedimento, os autores concluíram que a captura de N pela biomassa e sua posterior sedimentação foi o mecanismo predominante na remoção de amônia em condições onde seja favorável a atividade do fitoplâncton. Os autores ressaltaram que uma vez que a biomassa torna-se metabolicamente inativa e alcança o fundo da lagoa, inicia-se o processo de digestão anaeróbia desses sedimentos, havendo assim uma 'reciclagem' parcial da amônia capturada à coluna d'água.

No presente estudo, constatou-se que, de toda porção de N removida, uma porção correspondente a 36,1 % não foi relacionada a nenhum mecanismo de remoção por meio dos métodos de investigação utilizados, sendo dessa forma atribuída a parcela removida por uma via desconhecida.

Além da via de remoção por assimilação/ sedimentação do nitrogênio, que não pôde ser mensurada no presente estudo, outra importante via não considerada no balanço de massa foi à via nitrificação/ desnitrificação. Como 36,1% do N removido não puderam ser atribuídos a uma via específica de remoção, os processos de nitrificação/desnitrificação podem ter ocorrido, visto que existia na lagoa de polimento condições favoráveis ao processo. Segundo Metcalf e Eddy, (2004) esse processo exige uma faixa de pH entre 7,5 e 9,0, temperaturas na faixa de 20° a 30°C, uma alta relação C/N e um meio estritamente aeróbio. No caso da desnitrificação, existe a necessidade de um ambiente anaeróbio/anóxico. Na lagoa estudada foram observadas tais condições. Além do mais, estudos recentes verificaram a presença de micro-organismos participantes destes processos (CAMARGO VALERO, *et al.* 2010b).

5.3 Avaliação do comportamento da lagoa de polimento em escala nictemeral

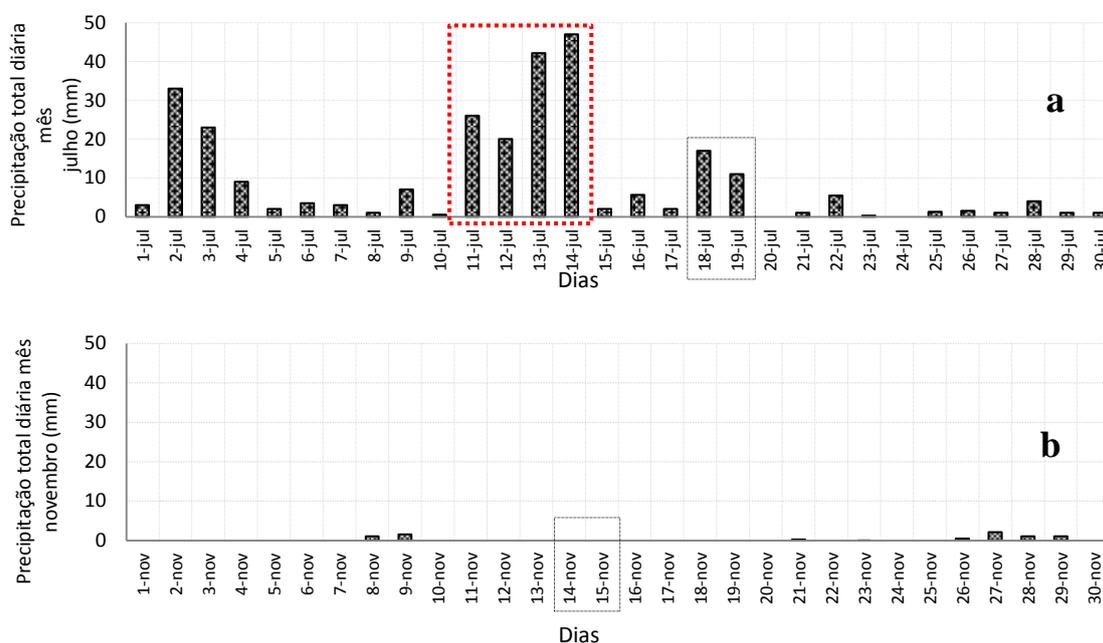
O comportamento da coluna d'água foi avaliado ao longo de 24 horas, com intervalos de duas horas, com duas campanhas de coleta, representando os períodos seco e chuvoso. O objetivo foi de investigar o comportamento dos principais parâmetros

envolvidos na dinâmica das espécies de nitrogênio em escala nictemeral, foram eles: pH, temperatura, radiação solar acumulada e densidade do fitoplâncton.

5.3.1 Aspectos meteorológicos na investigação nictemeral

As Figura 5.43 (a e b) apresentam as precipitações ocorridas ao longo do mês de julho de 2012, e novembro de 2012. Nas Figuras 5.44 (a e b) e 5.45 (a e b) estão apresentadas as variações da radiação solar acumulada e temperatura do ar nos dias em que foram realizadas a coleta em escala nictemeral.

Figuras 5.43: Precipitação total diária referente aos meses de julho (a) e novembro (b). Fonte: LAMEPE. Detalhe: dias que antecederam a coleta (linha vermelha) e dias de coleta (linha cinza).



O mês de julho foi bastante típico, em se tratando da ocorrência de precipitação. Os dias que antecederam a coleta em escala nictemetal neste mês, apresentaram altos índices pluviométricos, e chuvas também ocorreram nos dias em que foi realizada a coleta, embora em menor volume. A coleta nictemeral realizada no mês de novembro, praticamente não sofreu interferência dessa variável ambiental, pois não foi registrada a ocorrência de chuvas nos dias antecedentes nem nos dias em que foi realizada a coleta.

Em relação à radiação solar acumulada e temperatura do ar, ocorreram diferenças acentuadas em relação aos períodos chuvosos e seco, como observado nas figuras 5.44 e 5.45 (a e b).

Figura 5.44: Radiação solar acumulada ao longo do ciclo diário (a) período chuvoso (b) período seco. Fonte: LAMEPE.

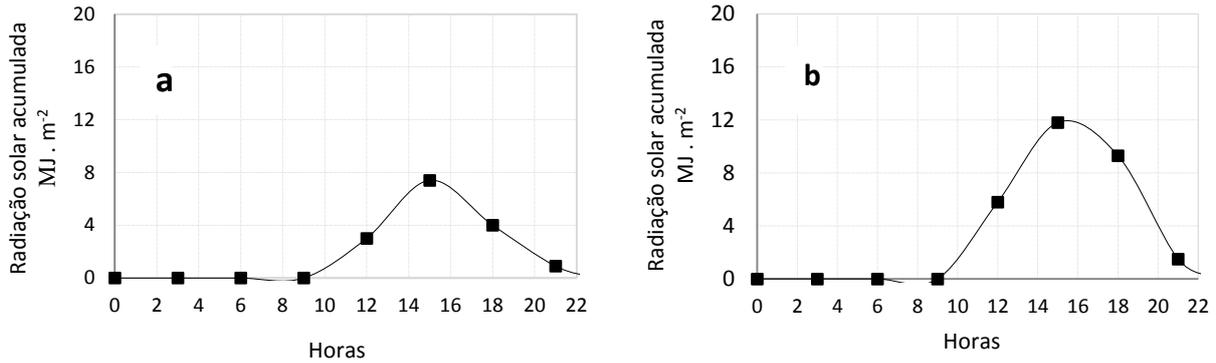
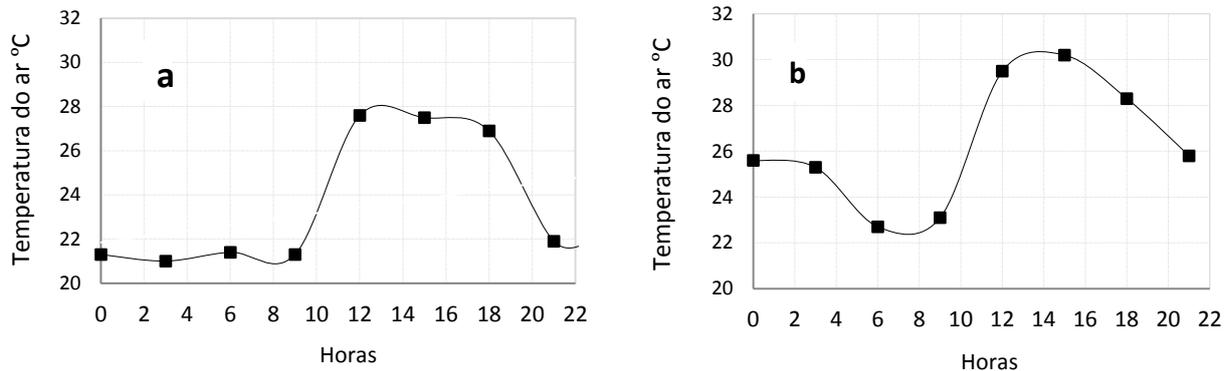


Figura 5.45: Temperatura do ar ao longo do ciclo diário. (a) período chuvoso (b) período seco. Fonte: LAMEPE.



A coleta realizada no mês chuvoso apresentou temperaturas menores e uma menor incidência de radiação solar (figs 5.51 a e b), visto que esse período é marcado pela ocorrência de um maior volume de precipitação, em relação ao mês predominantemente seco (figs. 5.52 a e b). Os horários em que ocorre maior incidência de radiação solar está situados entre às 12h e 14h, e acompanham os horários de temperaturas mais elevadas, em ambas as campanhas de coleta.

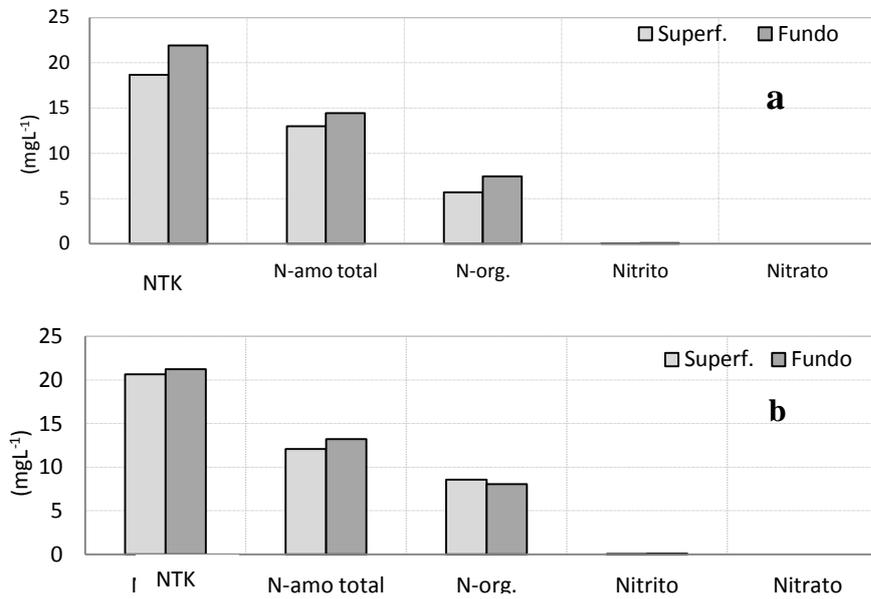
A incidência de radiação solar na coleta do mês chuvoso foi menor, no entanto temperatura do ar observada foi de até 28 °C (2 graus °C abaixo da temperatura observada na coleta realizada no mês predominantemente seco, que apresentou um pico de 30 °C nos horários de maior incidência solar).

5.3.2 Espécies de nitrogênio na lagoa em escala nictemeral

As Figuras 5.46 (a e b) representam a distribuição média das espécies que perfazem o NTK, na superfície e fundo da lagoa de polimento, no período chuvoso e seco. Percebeu-se nítida semelhança entre os períodos. A parcela de N-amoniaco perfaz a maior parte do NTK na lagoa de polimento, independente do período e concordando com o

observado em todo o monitoramento. Por esta razão será dada maior ênfase a esta espécie na investigação nictemeral.

Figura 5.46: Distribuição das espécies que perfazem o NTK na superfície e fundo do período predominantemente chuvoso (a) e seco (b).



5.3.2.1 Nitrogênio amoniacal e parâmetros de campo

As Figuras 5.47 e 5.48 (a, b e c) comparam as concentrações de N-amoniacal total na superfície e fundo com os parâmetros temperatura, pH e OD.

Figura 5.47: Variação nictemeral das concentrações de N-amoniaco total e temperatura (a) pH (b) e oxigênio dissolvido (c) na superfície e fundo em mês predominantemente chuvoso (julho 2012).

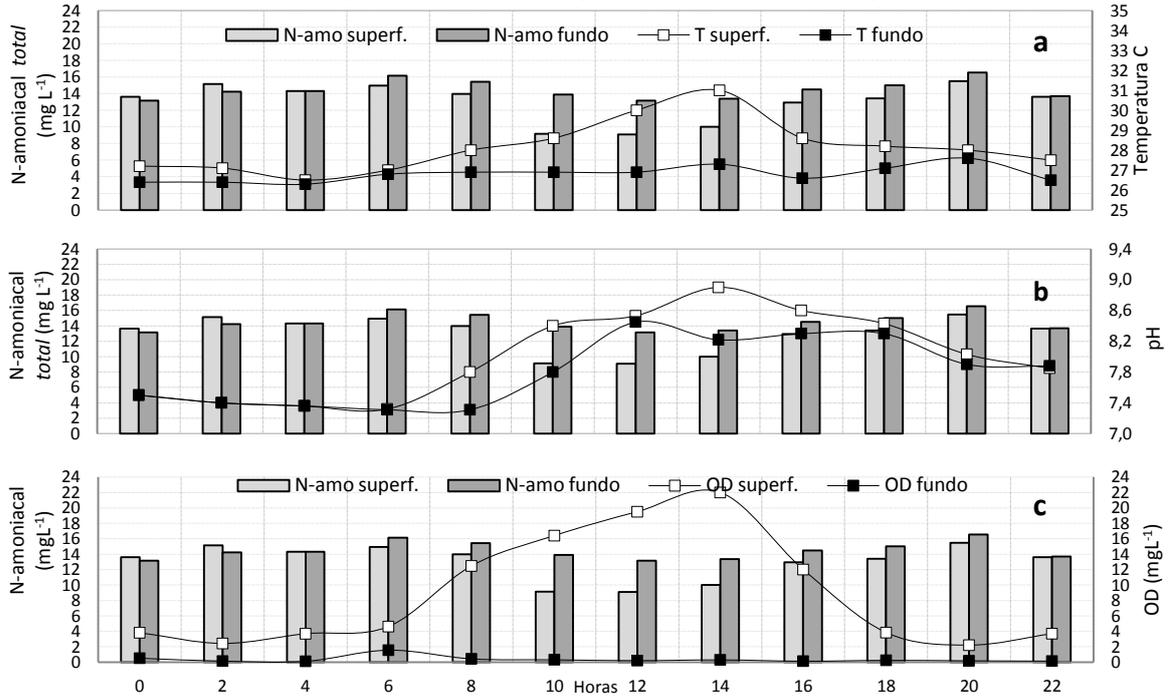
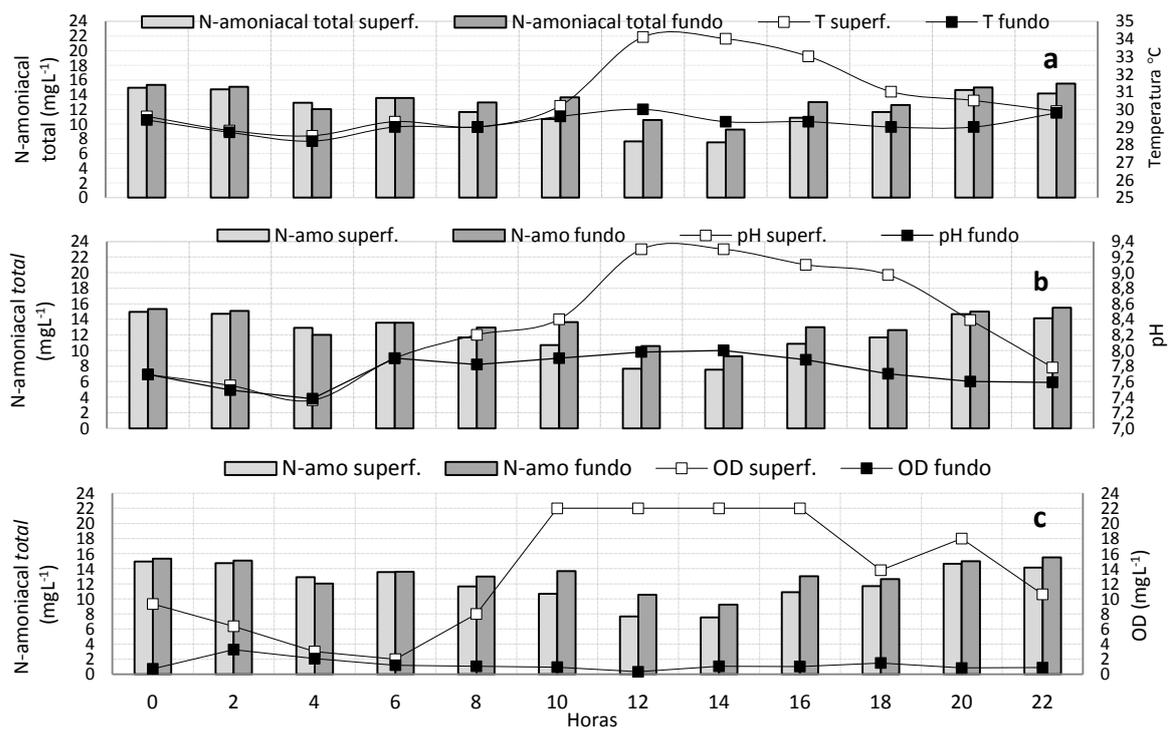


Figura 5.48: Variação nictemeral das concentrações de N-amoniaco total e temperatura (a) pH (b) e oxigênio dissolvido (c) na superfície e fundo em mês predominantemente seco (novembro 2012).



A análise das figuras 5.47 a b e c, e 5.48 a b e c, comprovam a forte relação entre as variáveis, temperatura da água, pH, OD e a concentração de N-amoniaco ao longo do dia na lagoa de polimento.

As concentrações de N-amoniaco total, $[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]$ estiveram mais reduzidas ao longo de todo o dia na região superficial da lagoa, exposta às variações da radiação solar e da temperatura, (como já mencionado nos resultados obtidos no monitoramento). É notável o decréscimo das concentrações de N-amoniaco tanto na superfície como no fundo da lagoa, quando ocorre uma intensa incidência de radiação solar (entre as 12h e 14h) e, contudo, aumentos na temperatura da água, nos valores de pH e de OD. Assim, pode-se inferir que, nesse intervalo de tempo, a radiação emitida abrange uma faixa maior na coluna d'água, provocando elevação na temperatura e pH (principalmente no período seco) de regiões mais profundas, diferentemente do que ocorre nas primeiras horas do dia.

Visualmente, nota-se um comportamento semelhante das concentrações de N-amoniaco total em ambas as campanhas de coleta, tanto na superfície como no fundo. No entanto, o comportamento do pH e OD observados (principalmente na superfície) na campanha de coleta do mês predominantemente seco, apresentaram uma sutil elevação nos horários de intensa incidência de radiação solar (10h - 14h), em relação ao mês chuvoso. Este fenômeno é decorrente de uma temperatura ligeiramente maior no período seco, influenciando na taxa fotossintética e com isso elevando os valores dessas variáveis. Na região do fundo da lagoa, esses parâmetros (T, OD e pH) apresentam valores naturalmente mais reduzidos em relação à superfície e sofrendo menores variações ao longo do dia.

As variações observadas entre esses parâmetros, naturalmente oscilam mutuamente decorrentes do balanço entre as atividades de fotossíntese e respiração (algal e bacteriana), típicas das horas do dia e da noite e ao longo da profundidade da lagoa.

Durante o pico de radiação solar, o pH apresenta valores elevados pois a fotossíntese das algas nesse período, demanda mais CO_2 do que ele é produzido via respiração bacteriana. Como a difusão de CO_2 para a atmosfera é mínima, devido principalmente às temperaturas elevadas, o déficit de CO_2 durante o pico da fotossíntese (10h às 14h) é devido à dissociação de íons carbonato. Essa dissociação aumenta a concentração de íons hidroxila (OH^-) causando o aumento de pH (PATRICK, *et al.* 1997).

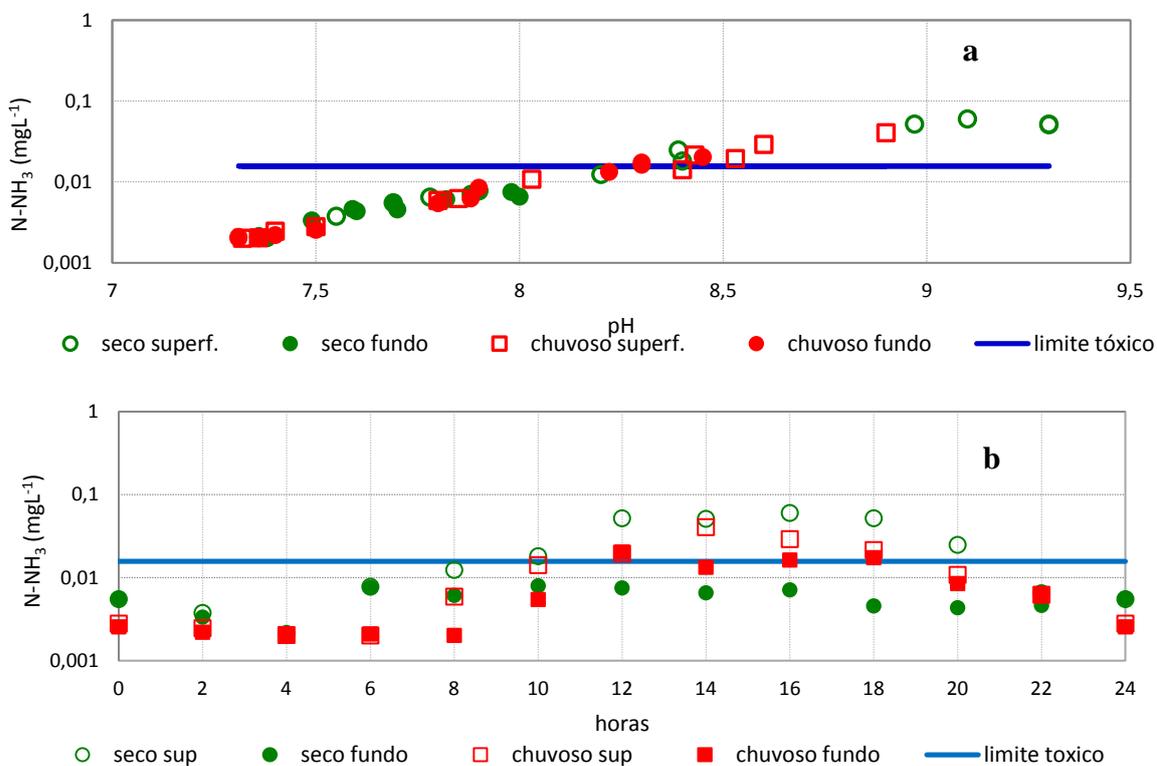
Foi observado que por volta das 16h, (em ambas as campanhas de coleta) quando a radiação incidente começa a diminuir, o oxigênio dissolvido começa a decair na

superfície da lagoa, pois o consumo de OD pelos micro-organismos aeróbios tende a ser mais expressivo que a sua produção via fotossíntese. O pH tende a acompanhar o mesmo padrão de diminuição que o OD em virtude da redução da atividade fotossintética. No entanto, os níveis de pH só se apresentam próximos à neutralidade, quando a temperatura da água começa a diminuir, o que ocorreu por volta as 20 h em ambos os meses.

As Figura 5.49 (a e b) apresentam o comportamento da formação de amônia não ionizada em função do pH observado na coluna d'água e ao longo do dia em ambas as campanhas de coleta. A formação de amônia não ionizada a níveis tóxicos ($0,019 \text{ mgL}^{-1}$) foi observada em um pH de 8,4 em ambas as campanhas de coleta (período chuvoso e seco), e estiveram presentes em níveis tóxicos principalmente na superfície da lagoa, em virtude de elevados valores de pH.

Constatou-se que o período das 10h as 20h, houve o favorecimento da formação de amônia não ionizada na coluna d'água, novamente na região da superfície, onde os valores de pH são mais elevados. Houve uma leve tendência à presença de maiores concentrações durante o período seco.

Figura 5.49: Concentração amônia não ionizada (N-NH_3) em função do pH (a) e ao longo do dia (b) segundo modelo de Emerson, *et al.* (1975) pra estimar a formação de amônia não ionizada.

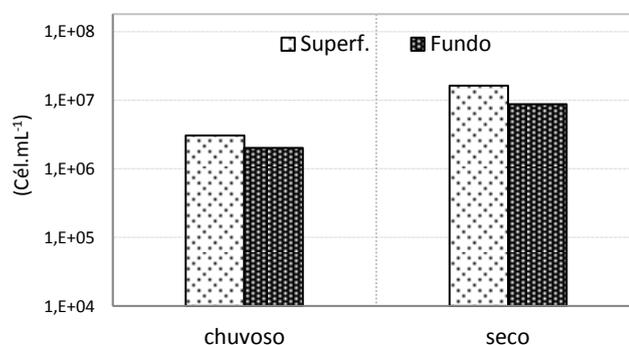


Como já comentado o pH é a variável ambiental mais importante no equilíbrio das espécies de amônia na água, e portanto é o fator que rege a toxicidade da amônia (ARMSTRONG, 1978).

5.3.3 Análise do fitoplâncton em escala nictemeral

A Figura 5.50 apresenta a densidade total do fitoplâncton observada na superfície e fundo da lagoa nos dois períodos observados (chuvoso e seco). A Figura revela que a densidade total do fitoplâncton, apresentou-se ligeiramente menor na campanha de coleta realizada no mês predominantemente chuvoso (julho 2012).

Figura 5.50- Densidade total do fitoplâncton na superfície e fundo em mês predominantemente chuvoso (julho 2012) e seco (novembro 2012).

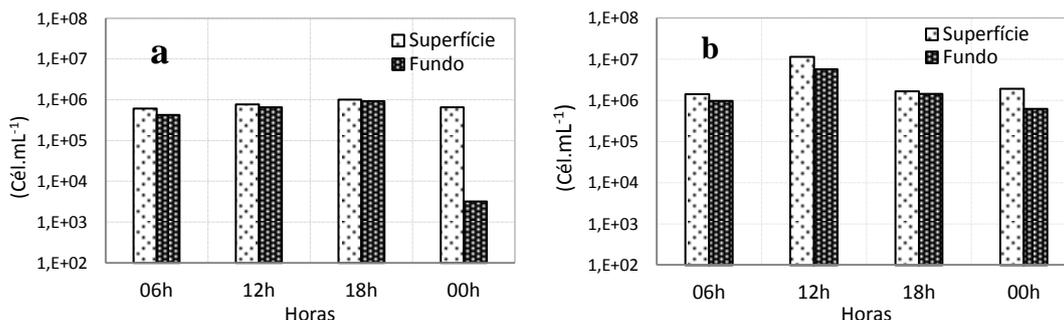


Estas diferenças podem estar relacionadas com o efeito das chuvas, uma vez que esse parâmetro é altamente sensível ao efeito de diluição. Em ambientes aquáticos espera-se que menores densidades sejam encontradas mediante a ocorrência de chuvas. Além disso, o período de maior ocorrência de chuvas é também marcado por uma menor incidência de radiação solar, o que, segundo Richmond (2004), é um dos principais fatores que influenciam a presença do fitoplâncton em ambientes aquáticos. Este fato também corrobora com a concentração média de N-orgânico obtida nos dois períodos de coleta.

Maiores densidades de fitoplâncton na superfície leva a crer que provavelmente o fitoplâncton migra para esta região em busca das radiações solares para realizarem a fotossíntese.

As Figuras 5.51 (a e b) apresentam a densidade do fitoplâncton na coluna d'água ao longo do dia nos dois períodos amostrais.

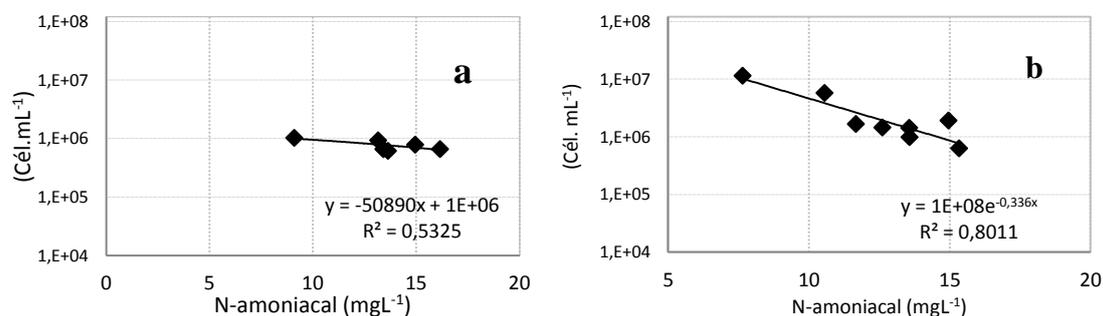
Figuras 5.51- Densidade total do fitoplâncton na lagoa de polimento em escala nictemeral. (a) período chuvoso (b) período seco.



As densidades do fitoplâncton, além de se apresentarem maiores no período predominantemente seco, foram observadas uma maior densidade na coleta do horário das 12h, o que coincide com o período de maior incidência de radiação solar e maiores temperaturas dentre as amostras analisadas para este parâmetro. No entanto este fato é somente observado na campanha de coleta do período predominantemente seco (Figura 5.51 (b)).

Avaliando a relação existente entre as concentrações de amônia total e a densidade do fitoplâncton, em ambas as estações (Figuras 5.52 a e b) foi visto que a correlação entre os valores observados no período predominantemente seco foi ($r = -0,89$), e no mês chuvoso foi ($r = -0,73$). O coeficiente de correlação de *Pearson* mostrou uma correlação **forte** e inversamente proporcional em ambos os períodos. O mesmo grau de correlação foi observado quando comparados os dados obtidos ao longo do monitoramento.

Figuras 5.52: Densidade total do fitoplâncton e concentração do N-amoniaco total na lagoa de polimento em escala nictemeral. (a) período chuvoso (b) período seco.

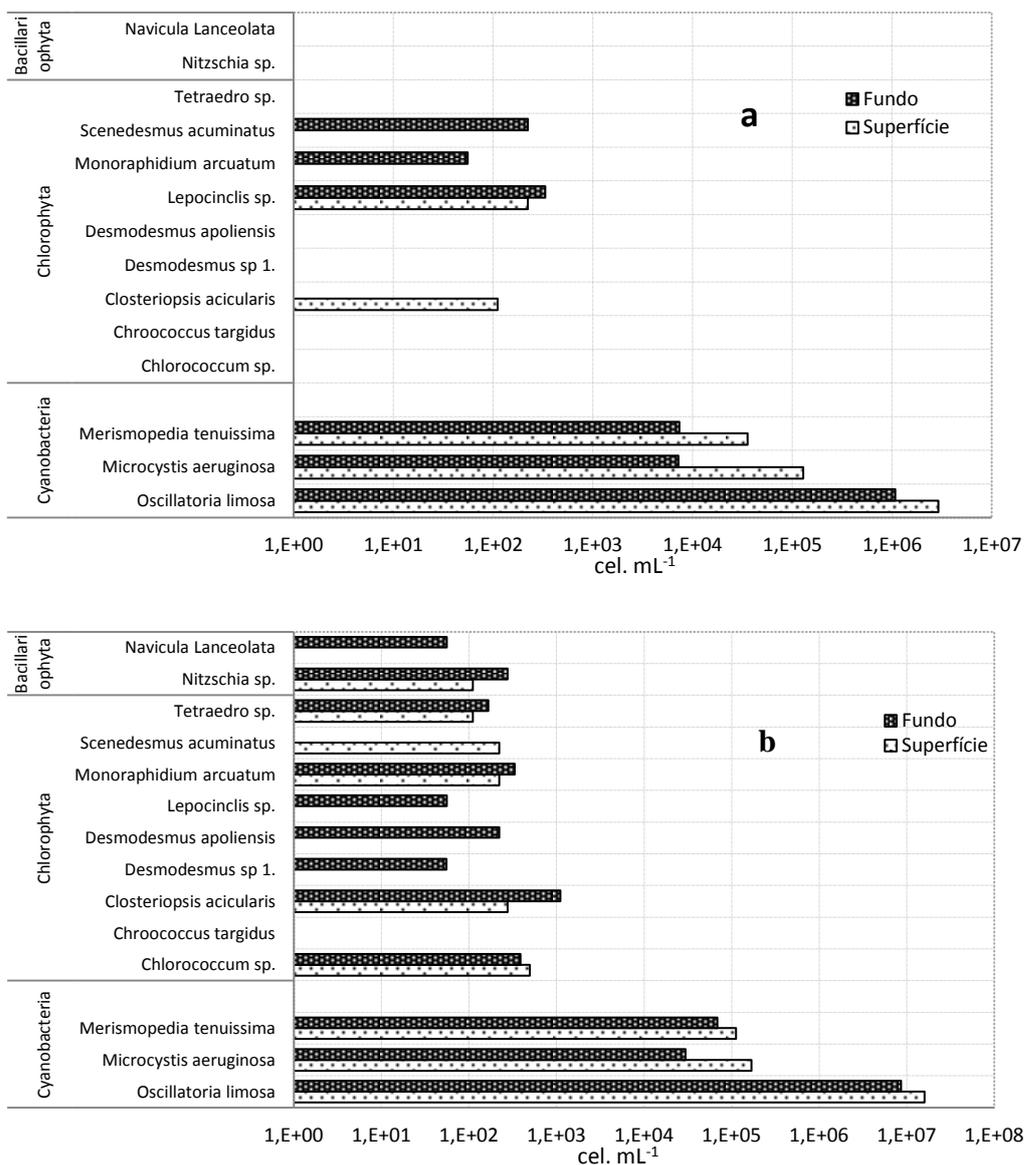


Dessa forma, a curva ajustada aplicada aos dados, revela que não houve diferenças marcantes na correlação entre as variáveis no período seco e no período chuvoso. Da mesma forma, não houve diferenças marcantes entre as concentrações médias de N-

amoniaco total observado no período seco (superf.=12,0 e fundo=13,2), e no período chuvoso (superf.=13,0 fundo=14,4).

As Figuras 5.53 (a e b) apresentam a densidade específica do fitoplâncton, agregadas em grupos taxonômicos durante a coleta realizada em período predominantemente chuvoso (a) e seco (b).

Figuras 5.53: Densidade específica do fitoplâncton na lagoa de polimento. (a) período chuvoso (b) período seco.



Avaliando a densidade específica do fitoplâncton, constatou-se que espécies do grupo Cyanobacteria, (principalmente a espécie *Oscillatoria limosa*) apresentam-se em elevadas densidades em toda a coluna d'água e em ambos os períodos.

Alguns autores comentam sobre a dominância de cianobactérias filamentosas em ambientes rasos e turvos (SCHEFFER *et al.* 1997), e onde existam flutuações de

condições de oxigenação (ambiente oxigenado durante o dia e anóxico durante a noite) (STAL; MOEZELAAR 1997), características essas observadas na lagoa em estudo.

GONÇALVES (2012), constatou a dominância de *Oscillatoria limosa* em uma lagoa de estabilização que tratam esgoto doméstico com características semelhantes a estudada, localizadas no semiárido de Pernambuco.

Possivelmente a remoção complementar de N, ocasionada pela via de incorporação pela biomassa, tenha sido influenciada principalmente pelo metabolismo da espécie dominante *Oscillatoria limosa*, já que esta domina a lagoa estudada.

Assim, pode-se dizer que esta espécie provavelmente atua mais expressivamente na remoção *direta* de N, por meio da incorporação desse nutriente ao seu metabolismo, e também *indireta*, em termos da geração de condições no meio (retirada da acidez com consequente elevação do pH), para a remoção do N-amoniacal na forma gasosa.

Bergman *et al.* (1997) discutem que essa espécie é desprovida de estruturas fixadoras de N atmosférico, e assim, a entrada desse elemento na massa líquida por meio de sua fixação é praticamente nula. No entanto, o autor ainda comenta que mesmo não havendo tais estruturas, algumas espécies de algas unicelulares e filamentosas são capazes de promover a fixação do N₂ em condições anóxicas por meio de estruturas modificadas. Contudo, as condições do meio deveriam estar escassas de formas nitrogenadas para a ocorrência desse processo.

Além disso, nota-se que os fatores interferentes relacionados à estação do ano (pluviosidade e incidência de radiação) possivelmente influenciaram a riqueza dos gêneros observados, uma vez que a coleta do período predominantemente chuvoso apresentou menor número de gêneros taxonômicos. As espécies representadas pelo grupo das Bacillariophyta surgem somente na quantificação realizada no período seco, inferindo a sensibilidade deste grupo às variações ambientais, como a radiação solar e a pluviosidade.

7. CONCLUSÕES

A lagoa de polimento da ETE Rio Formoso foi eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal (eficiência média de 49%), estando em concentrações abaixo de 20 mgL^{-1} na maior parte do período de estudo.

Pela análise realizada acerca das vias de remoção de N, conclui-se que a volatilização da amônia pode ter contribuído na remoção de pequena parcela no N-amoniacal (4%). Enquanto que a captura pela biomassa atuou mais significativamente (6%). Contudo, a remoção via captura do N pode estar sendo subestimada, tendo em vista a ‘retenção’ da biomassa, que não é contabilizada no efluente e continua ativa no interior da lagoa, incorporando o N ao seu metabolismo até o momento da morte celular e sedimentação.

O parâmetro N-amoniacal apresentou forte correlação com a densidade fitoplantônica. Esta correlação foi atribuída a uma possível contribuição na remoção de N pelo fitoplâncton, sendo diretamente (via captura) e/ou indiretamente (por meio da formação de condições favoráveis ao deslocamento da amônia à sua forma não ionizada), uma vez que esses parâmetros variam mutuamente de forma inversamente proporcional.

Na análise nictemeral, as condições climatológicas avaliadas demonstraram que não ocorreu diferença expressiva entre período seco e chuvoso. Desta forma, não foi possível ter uma análise concreta da relação entre condições climáticas e a remoção de nitrogênio.

Assim, constataram-se diferenças apenas sutis entre os dois períodos (seco e chuvoso). A remoção de amônia na lagoa, o comportamento dos parâmetros de campo (pH e OD), e a formação de amônia não ionizada ao longo do dia foram semelhantes em ambos os períodos, apresentando apenas um sutil incremento na estação seca.

Na análise nictemeral foi visto que a densidade **total** do fitoplancton no mês chuvoso se apresentou levemente menor do que aquela observada no mês seco.

No entanto, as diferenças observadas na densidade do fitoplancton nas duas estações foram irrelevantes em relação à remoção de nitrogênio, visto que a correlação entre as duas variáveis foram **fortes** em ambas as estações.

Em horários de intensa insolação, favorável ao aumento do pH, houve favorecimento para a formação da espécie de amônia não ionizada (volátil) em concentrações consideradas tóxicas em corpos hídricos. Por esta razão neste horário a concentração de N-amoniaco total encontra-se menor devido a tendência dessa espécie à volatilização, ou mesmo por uma maior demanda dessa espécie pelo fitoplâncton, que apresenta nesses horários maior atividade metabólica em virtude das altas temperaturas.

Foi visto que quando o pH alcança valores próximos a 8,5, o equilíbrio da amônia tende a deslocar-se para sua forma não ionizada mais expressivamente, alcançando concentrações maiores que aquelas consideradas prejudiciais à vida aquática em rios classe 1 e 2 ($0,019 \text{ mgL}^{-1}$) segundo a legislação Federal CONAMA 357/05.

Em geral, as eficiências na remoção de N-amoniaco e NTK não estiveram relacionadas com diferenças sazonais ao longo dos 14 meses de estudo.

Os modelos testados para estimativa de N-amoniaco e NTK no efluente não apresentaram boa correlação aos dados reais, o que pode ter sido causa das diferenças quanto às condições operacionais e ambientais nas quais a ETE Rio Formoso está submetida associada a uma quantidade reduzida de dados.

O efluente gerado pela lagoa de polimento da ETE Rio Formoso, atende aos requisitos preconizados pelo CONAMA 430/11 para lançamento em rios classe 2.

Recomendações a trabalhos futuros

Uma melhor investigação da remoção de N por meio da via nitrificação/desnitrificação, Identificar os micro-organismos envolvidos nos processos em sistema de escala real considerando técnicas de biologia molecular.

Fazer uma investigação acerca da parcela de N removida/transformada por meio de captura de N com posterior sedimentação da biomassa. É sugerido um experimentos em escala piloto, envolvendo colheita de biomassa acumulada no fundo, quantificação do N, presente no sedimento e um estudo relativo a ensaios de sedimentação acerca do biovolume das espécies de fitoplâncton.

Recomenda-se também uma avaliação acerca das principais espécies de fitoplânctônicas envolvidas remoção de nitrogênio em ambiente de lagoas de estabilização por meio identificação e isolamento das espécies dominantes nesses ambientes.

Outra abordagem seria identificação a nível molecular das espécies de fitoplâncton representativas presentes na lagoa de polimento, e um estudo detalhado sobre aspectos bioquímicos referentes ao metabolismo desses taxa.

Conduzir uma avaliação acerca da remoção de nitrogênio por meio de isótopos marcados como o N¹⁵

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APAC. AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. Disponível em: <<http://www.apac.pe.gov.br/>> Acesso em 25/02/2013.

ALVES, L. G. S. **A interferência de diferentes níveis de intensidade luminosa nos processos de tratamento de águas residuárias e produção de biomassa em lagoas de alta taxa.** 2012. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG. 2012.

ARMSTRONG, D. A. **Interacion of ionized and un-ionized ammonia on short term survival and growth of prawn larvae, *Macrobrachium rosenbergii*.** Biological Bulletin, v.154, p.15-31, 1978.

APHA-AWWA-WPCF **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 19th Ed. Washington: 1998. 1691p.

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal.** New York: Marcel Deker.1981. 892 p. *apud* von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização.** Belo Horizonte: DESA – UFMG. 2002. 196 p.

AZEVEDO NETO, J.M.;ALVAREZ, A.G. **Manual de hidráulica.** v.2. São Paulo: Edgard Blucher. 1982. 320p.

BAHLAOUI, M. A.; BALEUX, B.; TROUSSELLIER, M. **Dynamics of Pollution Indicator and Pathogenic Bacteria in High-Rate Oxidation Wastewater Ponds.** Water Research, v. 31, n.3, 630-638, 1997.

BERGMAN B.; GALLON J.R.; RAI, A.N. and STAL, L.J. **N₂ fixation by non heterocytous cyanobacteria.** FEMS Microbiology. v.19, p.139-185, 1997. Reviews.

BICUDO C.E.M.; MENEZES M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições.** São Carlos. RIMA. 2005. 508p.

BITTON, G. **Wastewater microbiology.** U.S.A. John Willen & sons, inc publication. 2005. cap. 3. p. 75-105.

BLOOM, A. J.; SUKRAPANNA, S. S.; WARNER, R. L. **Root respiration associated with ammonium and nitrate absorption and assimilation by barley.** Plant Physiology. v. 99, p.1294- 1301, 1992.

BOROWITZKA, M. A. E BOROWITZKA, L. J. **Micro algal biotechnology,** Cambridge: University Press, Cambridge, 1988. 408p.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária.** São Paulo, CETESB, 1978. 620p

BRASIL. **Lei nº 11.445,** de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, no 8.036, de 11 de maio de 1990, nº 8.666, de 21 de junho de 1993, nº 8.987, de 13 de fevereiro de

1995; revoga a lei no 6.528, de 11 de maio de 1978 e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília 2007.

CALLEGARI-JACQUES, S.M. **Bioestatística: Princípios e Aplicações**. Porto Alegre: Artmed, 2003. 255p.

CAMARGO VALERO, M.A.; MARA D.D. **Nitrogen removal via amônia volatilization ponds**. Water Sci Technol. v.55, n.11, p.87-92, 2007a.

CAMARGO VALERO, M.A.; MARA D.D. **Nitrogen removal in maturation ponds: tracer experiments with ¹⁵N-labelled ammonia**. Water Sci Technol. v.55, n.11, p. 81-85 2007b.

CAMARGO VALERO, M.A.; MARA D.D.; NEWTON R.J. **Nitrogen removal in maturation ponds via biological uptake and sedimentation of dead biomass**. Water Sci Technol. v. 61, n.4, p.1027-1034. 2010a.

CAMARGO VALERO, M.A.; READ, L.F.; MARA, D.D. NEWTON, T.P.; CURTIS; DAVENPORT, R.J. **Nitrification-Denitrification in WSP: a mechanism for permanent nitrogen removal in maturation ponds**. Water Sci Technol. v.61, n.4, p.1037-44. 2010b.

CAMARGO VALERO, M.A.; MARA D.D. **Ammonia volatilisation in water stabilisation ponds: a cascade of misinterpretations?** Water Sci Technol. v. 61, n.3, p.555-561. 2010c.

CARMICHAEL, W.W. **The toxins of cyanobacteria**. Scientific American, Appl Bact, v.270, n.1 p.78-86 1994.

CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.; KATO, M.T.; von SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento**. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.), **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**. Coletânea de Trabalhos Técnicos v.2. Belo Horizonte: ABES, PROSAB FINEP. 2001. p.105-170.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **CETESB L5.306: Determinação de pigmentos fotossintetizantes - clorofila α , b e feoftina a método de ensaio**. São Paulo: CETESB 1990. 22 p.

CHINNASAMY, S., BHATNAGAR, A., HUNT, R.W., DAS, K.C. **Microalgae cultivation in a wastewater dominated by carpet mill effluents for biofuel applications**. Water Sci Technol. v.101, p.3097–3105. 2010.

CONAMA, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução n° 357**, de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder executivo, Brasília. 2005.

CONAMA, Ministério do Meio Ambiente. **Resolução n° 430** de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n°

357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário oficial da República Federativa do Brasil**, Poder executivo. Brasília 2011.

CRITES, R., TCHOBANOGLOUS, G. **Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones**. Bogotá, Colombia: McGraw-Hill Interamericana S.A. 2000. 776 p.

CURTIS, T. P. **Light penetration in waste stabilization ponds**. Wat. Res., v. 28, n. 5, p. 1031-1038. 1994.

EMERSON, K., RUSSO, R. C., LUND, R. E., THURSTON, T. T. **Aqueous ammonium calculations: effect of pH and temperature**. Journal of Fisheries Res Board of Canada, v.23, p. 2379-2383, 1975.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro. Interciência/FINEP 1998. 575p.

FERRARA R. A. e AVCI C. B. **Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds**. Journal of Water Pollution Control Federation, v.54, n.4, p. 361-369. 1982.

FROMM, P.; GILLETTE, J. **Effect of ambient ammonia on blood and nitrogen excretion of Rainbow Trout**. Comparative Biochemistry and Physiology, n. 26, p. 887-896, 1968.

GONÇALVES, R. F; SILVA, V.V; TAVEIRA, E. J. A; FAFÁ DE OLIVEIRA, F. **Algae and nutrient removal in anaerobic – facultative pond sistem with a compact physical chemical process**. I Conferencia Latino americana en lagunas de estabilizacion y reuso. Santiago de Cali, Colombia, 2000.

GRANADO, D.C. **Variações nictemerais e sazonais na estrutura da comunidade fitoplanctônica num sistema de lagoas de estabilização (Novo Horizonte, SP)**. 2004. 144 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2004.

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de saneamento 2011**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE Diretoria de Geociências, 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico. 2010**. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em 26 de novembro de 2012.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720 p.

KELLNER, E.; PIRES, E.C. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES. 1998. 244 p.

KELLNER, E.; PIRES, E.C. **The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds**. Water Sci Technol., v. 45 n.1 p.41-48, 2002.

KÖNIG, A. **Aspectos teóricos e práticos sobre algas e parasitas intestinais em estações de tratamento de esgoto**. Vitória: Fundação Ecosistemas do Espírito Santo. 1998.

MARA, D.D.; PEARSON, H.W. **Artificial freshwater environments: waste stabilization ponds**. In: Biotechnology. Ed W. Shouernborn p. 177-206, 1986.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Waste Stabilization Ponds – Design Manual for Mediterranean Europe**. Denamark Copenhagen: World Health Organization, 1992.

MARA, D. DUNCAN **Domestic wastewater treatment in developing countries**. Londres: Ed. Earthscan. 2004. 293 p.

MASSERET, E. **Effects of a waste stabilization lagoon discharge on bacterial and phytoplanktonic communities of a stream**, Water Environ Res., v.72, n.3, p. 285-294. 2000.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetacion**. Washington: The General Secretarial of the Organization of American States, 1982. 167p.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering; Treatment, Disposal, and reuse**. 3rd Edition. Boston: McGraw-Hill. 2002. 1815p.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment, disposal and reuse**. 4th Edition. Boston: McGraw-Hill, 2004. 1819 p.

MOREIRA, E. A., CAVALCANTI, P. F. C, VAN HANDEL, A. **Desorption rate of volatile compounds in polishing ponds**. In: IWA SPECIALIST CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 8, Belo Horizonte, *Proceedings...*Belo Horizonte: International Water Association, 2009.

PAIVA, M.V.C. **Dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um sistema de tratamento de esgotos no litoral de Pernambuco**. 2012. 158 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E.J. **Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds**. Journal Water Pollution v. 54, n.4, 344-351 1982.

GONÇALVES, E.A.P. **Caracterização da comunidade fitoplanctônica e fatores ambientais correlacionados em lagoa de estabilização**. 2008, 78 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

GONÇALVES E.A.P. **Ecologia de cianobactérias no semiárido pernambucano**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

PATRICK, C.C.L., PAUL, K.S.L.; AVCI, C. B. **Major pathways for nitrogen removal in wastewater stabilization ponds**. Water, Air, and Soil Pollution, v. 94, p. 125–136, 1997.

PEARSON, H.W. MARA, D.D., MILLS, S.W. AND SMALLMAN, D.J. **Physiochemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds.** Water Sci & Technol, v.19, p.131-140. 1987.

PERNAMBUCO. **Decreto Estadual nº 19.635** de 13 de março de 1997. Cria a APA de Guadalupe. **Diário Oficial do Estado.** Recife – PE. 1997.

PROSAB Programa de Saneamento Básico. **Nutrientes de esgotos sanitários: Utilização e Remoção.** Francisco Suetônio Bastos Mota e Marcos Von Sperling (organizadores) Rio de Janeiro: ABES. 2009. 509p.

RAWAT, I., RANJITH KUMAR, R., MUTANDA, T. E BUX, F. **Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production.** Applied Energy. v. 88, n.10, p.3411-3424. 2011.

REED, S. C. **Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds.** Journal of Water Pollution Control Federation, v. 57, n. 1, jan 1985.

RICHMOND, A. **Principles for attaining maximal microalgal productivity in photobioreactors: an overview.** Hydrobiologia, 2004. 512p.

RIOS, E. N. **Caracterização e comportamento de uma série de lagoas de polimento tratando esgotos.** 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Civil, Viçosa, 2007.

ROUD, F.E. **The taxonomy of the chlorophyta II.** Brit. Phycol.J.,v.6, n.2, p.235-264, 1971.

STAL L.J. e MOEZELAAR R. **Fermentation in cyanobacteria.** FEMS Microbiology vol. 21: 179-211. 1997. Reviews.

RUGGERI JUNIOR, H.C. **Pós-tratamento de lagoas facultativas visando a remoção de nitrogênio amoniacal.** 366 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SENZIA, M. A.; MAYO, A. W.; MBWETTE, T. S. A.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S. E. **Modeling nitrogen transformation and removal in primary facultative ponds.** Ecological Modeling. v.154, p. 207-215, 2003.

SHEEHAN, J. **A look back at the U.S.** Department of energy's aquatic species program-biodiesel from algae. TP-580-24910. 1998.

SCHEFFER M., RINALD S., GRAGNANI A., MUR L.R. e VAN NES E.H. **On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes.** Ecology, v.78, n.1, p. 272-282. 1997.

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização.** Rio de Janeiro, ABES. 1979. 140p.

SILVA, S. A.; de OLIVEIRA, R.; SOARES, J.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries.** Water Sci Technol., v.31, n. 12. p. 321-330, 1995.

SMITH, R.C.; BAKER, K.S. **Optical properties of the clearest natural waters (200-800nm).** App. Optics v.20, p.177-184, 1981.

SOARES, J.; SILVA, S. A.; de OLIVEIRA, R.; ARAÚJO, A. L. C.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Ammonia removal in a pilot-scale WSP complex in Northeast Brazil.** Water Sci Technol., v. 33, n. 7, p. 165-171, 1996.

STRATTON, F. E. **Nitrogen losses from alkaline water impoundments.** Journal of the Sanitary Engineering. ASCE. v. 95, p. 223-231, 1969.

THURSTON, R.V.; RUSSO, R.C.; VINAGRADOV, G.A. **Ammonia toxicity to fishies: effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species.** Environmental Sci Technol, n 15, p. 837-840 1981.

TORRES, J.J.; SOLER, A.J.; ORTUNO, J.F. **Hydraulic Performance of a Deep Wastewater Stabilization Pond.** Water Res, v.31, n.4. p. 679-688. 1997.

TUNDISI, J. G. E MATSUMURA, T.T. **Limnologia.** São Paulo: Editora Oficina de Textos. 2008. 632p.

van DEN HOEK,C.; MANN, D.G.; JAHMHS, HM. **Algae: an introduction to phycology.** Cambridge. Cambridge University Press, 1995. 205p.

van LOOSDRECHT, M.C.M.; TIJHUIS, L.; WIJDIEKS, A.M.S.; HEIJNEN, J. J. **Population distribution in aerobic biofilms on small suspended particles.** Water Sci Technol., v.31, n.1, p.163-171, 1995.

van HAANDEL, A. C. & LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: Epigraf, 1994. 240p.

VARÓN, M.P.; MARA, D.D. **Waste stabilization ponds.** Delft, The Netherlands. IRC International Water and Sanitation Centre. 2004. 37p.

von SPERLING, M. **Lagoas de estabilização.** 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 2002. 196 p.

von SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3.ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, 2005. 243p.

VILLAFANE, V. & REID, F. **Métodos de microscopia para la quantificacion del fitoplancton.** In: ALVEAL K, FERRARIO M, OLIVEIRA E, SAR E. **Manual de Métodos Ficológicos.** Concepción. Universidad de Concepcion. Chile, p. 169-185, 1995.

YANEZ, F. **Post Tratamiento de efluentes de procesos anaeróbicos en lagunas de estabilización.** In: Exhibición Premier Sobre Tecnologia em Calidad del Agua y Ambiente. AEISA. Guayaquil. 2001.

ZIMMO, O.R., VAN DER STEEN, N.P.; GIJZEN H. J.; **Comparison of ammonia volatilization rates in algae and duckweed-based waste stabilization ponds treating domestic wastewater.** Water Res, v.37, p. 4587-4594. 2003.

ZIMMO, O.R., VAN DER STEEN, N.P.; GIJZEN H. J.; **Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds.** Water Res, v. 38, p.913-920, 2004.

APÊNDICES

Tabelas referentes à análise estatística dos parâmetros N-amoniaco e NTK

Teste de Kruskal-Wallis para a Amônia						
Resultados						
H =	50,5243					
Graus de liberdade =	16					
(p) Kruskal-Wallis =	< 0.0001					
Teste a posteriori: Teste de Dunn						
	Dif.	Postos	z calculado	z crítico	p	
Postos médios 1 e 2	2	0,1171	3,126	ns		Postos médios 3 e 9
Postos médios 1 e 3	3,1667	0,1854	3,126	ns		Postos médios 3 e 10
Postos médios 1 e 4	4	0,2341	3,126	ns		Postos médios 3 e 11
Postos médios 1 e 5	51	2,9854	3,126	ns		Postos médios 3 e 12
Postos médios 1 e 6	7	0,4098	3,126	ns		Postos médios 3 e 13
Postos médios 1 e 7	36,75	2,1512	3,126	ns		Postos médios 3 e 14
Postos médios 1 e 8	43,1667	2,5269	3,126	ns		Postos médios 3 e 15
Postos médios 1 e 9	14,5833	0,8537	3,126	ns		Postos médios 3 e 16
Postos médios 1 e 10	68,1667	3,9903	3,126	< 0.05		Postos médios 3 e 17
Postos médios 1 e 11	56,9167	3,3317	3,126	< 0.05		Postos médios 4 e 5
Postos médios 1 e 12	10	0,5854	3,126	ns		Postos médios 4 e 6
Postos médios 1 e 13	26,8333	1,5708	3,126	ns		Postos médios 4 e 7
Postos médios 1 e 14	16	0,9366	3,126	ns		Postos médios 4 e 8
Postos médios 1 e 15	15,6667	0,9171	3,126	ns		Postos médios 4 e 9
Postos médios 1 e 16	13,1667	0,7707	3,126	ns		Postos médios 4 e 10
Postos médios 1 e 17	31,75	1,8586	3,126	ns		Postos médios 4 e 11
Postos médios 2 e 3	5,1667	0,3024	3,126	ns		Postos médios 4 e 12
Postos médios 2 e 4	2	0,1171	3,126	ns		Postos médios 4 e 13
Postos médios 2 e 5	49	2,8683	3,126	ns		Postos médios 4 e 14
Postos médios 2 e 6	5	0,2927	3,126	ns		Postos médios 4 e 15
Postos médios 2 e 7	34,75	2,0342	3,126	ns		Postos médios 4 e 16
Postos médios 2 e 8	41,1667	2,4098	3,126	ns		Postos médios 4 e 17
Postos médios 2 e 9	12,5833	0,7366	3,126	ns		Postos médios 5 e 6
Postos médios 2 e 10	66,1667	3,8732	3,126	< 0.05		Postos médios 5 e 7
Postos médios 2 e 11	54,9167	3,2147	3,126	< 0.05		Postos médios 5 e 8
Postos médios 2 e 12	8	0,4683	3,126	ns		Postos médios 5 e 9
Postos médios 2 e 13	24,8333	1,4537	3,126	ns		Postos médios 5 e 10
Postos médios 2 e 14	14	0,8195	3,126	ns		Postos médios 5 e 11
Postos médios 2 e 15	13,6667	0,8	3,126	ns		Postos médios 5 e 12
Postos médios 2 e 16	11,1667	0,6537	3,126	ns		Postos médios 5 e 13
Postos médios 2 e 17	29,75	1,7415	3,126	ns		Postos médios 5 e 14
Postos médios 3 e 4	7,1667	0,4195	3,126	ns		Postos médios 5 e 15
Postos médios 3 e 5	54,1667	3,1708	3,126	< 0.05		Postos médios 5 e 16
Postos médios 3 e 6	10,1667	0,5951	3,126	ns		Postos médios 5 e 17
Postos médios 3 e 7	39,9167	2,3366	3,126	ns		Postos médios 6 e 7
Postos médios 3 e 8	46,3333	2,7122	3,126	ns		Postos médios 6 e 8
						Postos médios 6 e 9
						Postos médios 6 e 10
						Postos médios 6 e 11
						Postos médios 6 e 12
						Postos médios 6 e 13
						Postos médios 6 e 14
						Postos médios 6 e 15
						Postos médios 6 e 16
						Postos médios 6 e 17
						Postos médios 7 e 8
						Postos médios 7 e 9
						Postos médios 7 e 10
						Postos médios 7 e 11

Postos médios 7 e 11	20,1667	1,1805	3,126 ns
Postos médios 7 e 12	26,75	1,5659	3,126 ns
Postos médios 7 e 13	9,9167	0,5805	3,126 ns
Postos médios 7 e 14	20,75	1,2146	3,126 ns
Postos médios 7 e 15	21,0833	1,2342	3,126 ns
Postos médios 7 e 16	23,5833	1,3805	3,126 ns
Postos médios 7 e 17	5	0,2927	3,126 ns
Postos médios 8 e 9	28,5833	1,6732	3,126 ns
Postos médios 8 e 10	25	1,4634	3,126 ns
Postos médios 8 e 11	13,75	0,8049	3,126 ns
Postos médios 8 e 12	33,1667	1,9415	3,126 ns
Postos médios 8 e 13	16,3333	0,9561	3,126 ns
Postos médios 8 e 14	27,1667	1,5903	3,126 ns
Postos médios 8 e 15	27,5	1,6098	3,126 ns
Postos médios 8 e 16	30	1,7561	3,126 ns
Postos médios 8 e 17	11,4167	0,6683	3,126 ns
Postos médios 9 e 10	53,5833	3,1366	3,126 < 0.05
Postos médios 9 e 11	42,3333	2,4781	3,126 ns
Postos médios 9 e 12	4,5833	0,2683	3,126 ns
Postos médios 9 e 13	12,25	0,7171	3,126 ns
Postos médios 9 e 14	1,4167	0,0829	3,126 ns
Postos médios 9 e 15	1,0833	0,0634	3,126 ns
Postos médios 9 e 16	1,4167	0,0829	3,126 ns
Postos médios 9 e 17	17,1667	1,0049	3,126 ns
Postos médios 10 e 11	11,25	0,6585	3,126 ns
Postos médios 10 e 12	58,1667	3,4049	3,126 < 0.05
Postos médios 10 e 13	41,3333	2,4195	3,126 ns
Postos médios 10 e 14	52,1667	3,0537	3,126 ns
Postos médios 10 e 15	52,5	3,0732	3,126 ns
Postos médios 10 e 16	55	3,2196	3,126 < 0.05
Postos médios 10 e 17	36,4167	2,1317	3,126 ns
Postos médios 11 e 12	46,9167	2,7464	3,126 ns
Postos médios 11 e 13	30,0833	1,761	3,126 ns
Postos médios 11 e 14	40,9167	2,3952	3,126 ns
Postos médios 11 e 15	41,25	2,4147	3,126 ns
Postos médios 11 e 16	43,75	2,561	3,126 ns
Postos médios 11 e 17	25,1667	1,4732	3,126 ns
Postos médios 12 e 13	16,8333	0,9854	3,126 ns
Postos médios 12 e 14	6	0,3512	3,126 ns
Postos médios 12 e 15	5,6667	0,3317	3,126 ns
Postos médios 12 e 16	3,1667	0,1854	3,126 ns
Postos médios 12 e 17	21,75	1,2732	3,126 ns
Postos médios 13 e 14	10,8333	0,6342	3,126 ns
Postos médios 13 e 15	11,1667	0,6537	3,126 ns
Postos médios 13 e 16	13,6667	0,8	3,126 ns
Postos médios 13 e 17	4,9167	0,2878	3,126 ns
Postos médios 14 e 15	0,3333	0,0195	3,126 ns
Postos médios 14 e 16	2,8333	0,1659	3,126 ns
Postos médios 14 e 17	15,75	0,922	3,126 ns
Postos médios 15 e 16	2,5	0,1463	3,126 ns
Postos médios 15 e 17	16,0833	0,9415	3,126 ns
Postos médios 16 e 17	18,5833	1,0878	3,126 ns

Teste t para avaliar se existe diferença significativa entre superfície e fundo, desconsiderando o fator tempo

Teste da Normalidade - Teste de Liliefors

	- 1 -	- 2 -
Tamanho da amostra =	21	21
Desvio máximo =	0,1836	0,1439
Valor crítico (0.05) =	0,188	0,188
Valor crítico (0.01) =	0,2254	0,2254
p(valor)	ns	ns

Teste t

	- 1 -	- 2 -
Indivíduos	21	21
Média	15,3261	17,7371
Desvio Padrão	3,7587	3,3083
Erro Padrão	0,8202	0,7219
Desv. Padrão da Diferença	2,3392	---
Erro Padrão da Diferença	0,5105	---
Média das diferenças	-2,411	---
(t)=	-4,7232	---
Graus de Liberdade	20	---
(p) unilateral =	< 0.0001	---
(p) bilateral =	< 0.0001	---
IC (95%)	4758 a -1.34	---
IC (99%)	3632 a -0.9587	---

Teste de Kruskal-Wallis para o Nitrogênio				
H =	72,5487			
Graus de liberdade =	16			
(p) Kruskal-Wallis =	< 0.0001			
Teste a posteriori: Teste de Dunn				
	Dif. Posto:	z calculado	z crítico	p
Postos médios 1 e 2	10,8333	0,6667	3,126	ns
Postos médios 1 e 3	0	0	3,126	ns
Postos médios 1 e 4	7,3333	0,4513	3,126	ns
Postos médios 1 e 5	14,875	0,8188	3,126	ns
Postos médios 1 e 6	7,375	0,4059	3,126	ns
Postos médios 1 e 7	20	1,2308	3,126	ns
Postos médios 1 e 8	14,8333	0,9128	3,126	ns
Postos médios 1 e 9	22,2	1,3026	3,126	ns
Postos médios 1 e 10	38,8333	2,3898	3,126	ns
Postos médios 1 e 11	57	3,5077	3,126	< 0.05
Postos médios 1 e 12	24,8333	1,5282	3,126	ns
Postos médios 1 e 13	39,3333	2,4205	3,126	ns
Postos médios 1 e 14	24,6667	1,518	3,126	ns
Postos médios 1 e 15	43,3333	2,6667	3,126	ns
Postos médios 1 e 16	47,75	2,9385	3,126	ns
Postos médios 1 e 17	41,75	2,5693	3,126	ns
Postos médios 2 e 3	10,8333	0,6667	3,126	ns
Postos médios 2 e 4	3,5	0,2154	3,126	ns
Postos médios 2 e 5	25,7083	1,415	3,126	ns
Postos médios 2 e 6	3,4583	0,1904	3,126	ns
Postos médios 2 e 7	30,8333	1,8975	3,126	ns
Postos médios 2 e 8	4	0,2462	3,126	ns
Postos médios 2 e 9	11,3667	0,6669	3,126	ns
Postos médios 2 e 10	49,6667	3,0565	3,126	ns
Postos médios 2 e 11	67,8333	4,1744	3,126	< 0.05
Postos médios 2 e 12	35,6667	2,1949	3,126	ns
Postos médios 2 e 13	50,1667	3,0872	3,126	ns
Postos médios 2 e 14	35,5	2,1846	3,126	ns
Postos médios 2 e 15	54,1667	3,3334	3,126	< 0.05
Postos médios 2 e 16	58,5833	3,6052	3,126	< 0.05
Postos médios 2 e 17	52,5833	3,2359	3,126	< 0.05
Postos médios 3 e 4	7,3333	0,4513	3,126	ns
Postos médios 3 e 5	14,875	0,8188	3,126	ns
Postos médios 3 e 6	7,375	0,4059	3,126	ns
Postos médios 3 e 7	20	1,2308	3,126	ns
Postos médios 3 e 8	14,8333	0,9128	3,126	ns
Postos médios 3 e 9	22,2	1,3026	3,126	ns
Postos médios 3 e 10	38,8333	2,3898	3,126	ns
Postos médios 3 e 11	57	3,5077	3,126	< 0.05
Postos médios 3 e 12	24,8333	1,5282	3,126	ns
Postos médios 3 e 13	39,3333	2,4205	3,126	ns
Postos médios 3 e 14	24,6667	1,518	3,126	ns
Postos médios 3 e 15	43,3333	2,6667	3,126	ns
Postos médios 3 e 16	47,75	2,9385	3,126	ns
Postos médios 3 e 17	41,75	2,5693	3,126	ns

Postos médios 3 e 14	24,6667	1,518	3,126	ns
Postos médios 3 e 15	43,3333	2,6667	3,126	ns
Postos médios 3 e 16	47,75	2,9385	3,126	ns
Postos médios 3 e 17	41,75	2,5693	3,126	ns
Postos médios 4 e 5	22,2083	1,2224	3,126	ns
Postos médios 4 e 6	0,0417	0,0023	3,126	ns
Postos médios 4 e 7	27,3333	1,6821	3,126	ns
Postos médios 4 e 8	7,5	0,4615	3,126	ns
Postos médios 4 e 9	14,8667	0,8723	3,126	ns
Postos médios 4 e 10	46,1667	2,8411	3,126	ns
Postos médios 4 e 11	64,3333	3,959	3,126	< 0.05
Postos médios 4 e 12	32,1667	1,9795	3,126	ns
Postos médios 4 e 13	46,6667	2,8718	3,126	ns
Postos médios 4 e 14	32	1,9693	3,126	ns
Postos médios 4 e 15	50,6667	3,118	3,126	ns
Postos médios 4 e 16	55,0833	3,3898	3,126	< 0.05
Postos médios 4 e 17	49,0833	3,0206	3,126	ns
Postos médios 5 e 6	22,25	1,118	3,126	ns
Postos médios 5 e 7	5,125	0,2821	3,126	ns
Postos médios 5 e 8	29,7083	1,6352	3,126	ns
Postos médios 5 e 9	37,075	1,9637	3,126	ns
Postos médios 5 e 10	23,9583	1,3187	3,126	ns
Postos médios 5 e 11	42,125	2,3187	3,126	ns
Postos médios 5 e 12	9,9583	0,5481	3,126	ns
Postos médios 5 e 13	24,4583	1,3462	3,126	ns
Postos médios 5 e 14	9,7917	0,539	3,126	ns
Postos médios 5 e 15	28,4583	1,5664	3,126	ns
Postos médios 5 e 16	32,875	1,8095	3,126	ns
Postos médios 5 e 17	26,875	1,4793	3,126	ns
Postos médios 6 e 7	27,375	1,5068	3,126	ns
Postos médios 6 e 8	7,4583	0,4105	3,126	ns
Postos médios 6 e 9	14,825	0,7852	3,126	ns
Postos médios 6 e 10	46,2083	2,5434	3,126	ns
Postos médios 6 e 11	64,375	3,5434	3,126	< 0.05
Postos médios 6 e 12	32,2083	1,7728	3,126	ns
Postos médios 6 e 13	46,7083	2,5709	3,126	ns
Postos médios 6 e 14	32,0417	1,7637	3,126	ns
Postos médios 6 e 15	50,7083	2,7911	3,126	ns
Postos médios 6 e 16	55,125	3,0342	3,126	ns
Postos médios 6 e 17	49,125	2,704	3,126	ns
Postos médios 7 e 8	34,8333	2,1436	3,126	ns
Postos médios 7 e 9	42,2	2,4761	3,126	ns
Postos médios 7 e 10	18,8333	1,159	3,126	ns
Postos médios 7 e 11	37	2,277	3,126	ns
Postos médios 7 e 12	4,8333	0,2974	3,126	ns
Postos médios 7 e 13	19,3333	1,1898	3,126	ns
Postos médios 7 e 14	4,6667	0,2872	3,126	ns
Postos médios 7 e 15	23,3333	1,4359	3,126	ns
Postos médios 7 e 16	27,75	1,7077	3,126	ns
Postos médios 7 e 17	21,75	1,3385	3,126	ns
Postos médios 8 e 9	7,3667	0,4322	3,126	ns
Postos médios 8 e 10	53,6667	3,3026	3,126	< 0.05
Postos médios 8 e 11	71,8333	4,4206	3,126	< 0.05
Postos médios 8 e 12	39,6667	2,4411	3,126	ns
Postos médios 8 e 13	54,1667	3,3334	3,126	< 0.05
Postos médios 8 e 14	39,5	2,4308	3,126	ns
Postos médios 8 e 15	58,1667	3,5795	3,126	< 0.05
Postos médios 8 e 16	62,5833	3,8513	3,126	< 0.05
Postos médios 8 e 17	56,5833	3,4821	3,126	< 0.05
Postos médios 9 e 10	61,0333	3,5812	3,126	< 0.05
Postos médios 9 e 11	79,2	4,6471	3,126	< 0.05
Postos médios 9 e 12	47,0333	2,7597	3,126	ns
Postos médios 9 e 13	61,5333	3,6105	3,126	< 0.05
Postos médios 9 e 14	46,8667	2,7499	3,126	ns

Postos médios 8 e 9	7,3667	0,4322	3,126 ns
Postos médios 8 e 10	53,6667	3,3026	3,126 < 0.05
Postos médios 8 e 11	71,8333	4,4206	3,126 < 0.05
Postos médios 8 e 12	39,6667	2,4411	3,126 ns
Postos médios 8 e 13	54,1667	3,3334	3,126 < 0.05
Postos médios 8 e 14	39,5	2,4308	3,126 ns
Postos médios 8 e 15	58,1667	3,5795	3,126 < 0.05
Postos médios 8 e 16	62,5833	3,8513	3,126 < 0.05
Postos médios 8 e 17	56,5833	3,4821	3,126 < 0.05
Postos médios 9 e 10	61,0333	3,5812	3,126 < 0.05
Postos médios 9 e 11	79,2	4,6471	3,126 < 0.05
Postos médios 9 e 12	47,0333	2,7597	3,126 ns
Postos médios 9 e 13	61,5333	3,6105	3,126 < 0.05
Postos médios 9 e 14	46,8667	2,7499	3,126 ns
Postos médios 9 e 15	65,5333	3,8452	3,126 < 0.05
Postos médios 9 e 16	69,95	4,1043	3,126 < 0.05
Postos médios 9 e 17	63,95	3,7523	3,126 < 0.05
Postos médios 10 e 11	18,1667	1,118	3,126 ns
Postos médios 10 e 12	14	0,8615	3,126 ns
Postos médios 10 e 13	0,5	0,0308	3,126 ns
Postos médios 10 e 14	14,1667	0,8718	3,126 ns
Postos médios 10 e 15	4,5	0,2769	3,126 ns
Postos médios 10 e 16	8,9167	0,5487	3,126 ns
Postos médios 10 e 17	2,9167	0,1795	3,126 ns
Postos médios 11 e 12	32,1667	1,9795	3,126 ns
Postos médios 11 e 13	17,6667	1,0872	3,126 ns
Postos médios 11 e 14	32,3333	1,9898	3,126 ns
Postos médios 11 e 15	13,6667	0,841	3,126 ns
Postos médios 11 e 16	9,25	0,5692	3,126 ns
Postos médios 11 e 17	15,25	0,9385	3,126 ns
Postos médios 12 e 13	14,5	0,8923	3,126 ns
Postos médios 12 e 14	0,1667	0,0103	3,126 ns
Postos médios 12 e 15	18,5	1,1385	3,126 ns
Postos médios 12 e 16	22,9167	1,4103	3,126 ns
Postos médios 12 e 17	16,9167	1,041	3,126 ns
Postos médios 13 e 14	14,6667	0,9026	3,126 ns
Postos médios 13 e 15	4	0,2462	3,126 ns
Postos médios 13 e 16	8,4167	0,518	3,126 ns
Postos médios 13 e 17	2,4167	0,1487	3,126 ns
Postos médios 14 e 15	18,6667	1,1487	3,126 ns
Postos médios 14 e 16	23,0833	1,4205	3,126 ns
Postos médios 14 e 17	17,0833	1,0513	3,126 ns
Postos médios 15 e 16	4,4167	0,2718	3,126 ns
Postos médios 15 e 17	1,5833	0,0974	3,126 ns
Postos médios 16 e 17	6	0,3692	3,126 ns

Teste t para avaliar se existe diferença significativa entre superfície e fundo, desconsiderando o fator tempo

Teste t	- 1 -	- 2 -	Teste da Normalidade - Teste de Liliefors	- 1 -	- 2 -
Indivíduos	21	21	Tamanho da amostra =	21	21
Média	15,3261	17,7371	Desvio máximo =	0,1836	0,1439
Desvio Padrão	3,7587	3,3083	Valor crítico (0.05) =	0,188	0,188
Erro Padrão	0,8202	0,7219	Valor crítico (0.01) =	0,2254	0,2254
Desv. Padrão da Diferença	2,3392		p(valor)	ns	ns
Erro Padrão da Diferença	0,5105				
Média das diferenças	-2,411				
(t)=	-4,7232				
Graus de Liberdade	20				
(p) unilateral =	< 0.0001				
(p) bilateral =	< 0.0001				
IC (95%)	-3.4758 a -1.3462				
IC (99%)	-3.8632 a -0.9587				

